



**Maria Helena Mendes
Pereira Silva**

**Avaliação e monitorização integrada do estado da
qualidade da água do rio Cértima**



**Maria Helena Mendes
Pereira Silva**

**Avaliação e monitorização integrada do estado da
qualidade da água do rio Cértima**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor Nelson José de Cabaços Abrantes, Estagiário de Pós-Doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Bioforsk Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research.

o júri

presidente

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda (Directora de Curso)
Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Cheng Chia-Yau
Professor Auxiliar Convidado do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira (Orientador)
Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Nelson José de Cabaços Abrantes (Co-orientador)
Estagiário de Pós-Doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Bioforsk Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research

agradecimentos

Um ano passou desde o início desta intensa mas gratificante etapa e eu não podia concluí-la sem deixar de mostrar a minha gratidão a todos aqueles que directa ou indirectamente tornaram possível a concretização deste trabalho.

Agradeço, em primeiro lugar ao meu orientador Doutor Mário Cerqueira e ao meu co-orientador Doutor Nelson Abrantes pela disponibilidade, pelo incentivo, pelas valiosas orientações e pelo imprescindível apoio prestado no desenvolvimento da investigação de campo e de laboratório, tornando-a possível.

Gostaria, também, de expressar a minha gratidão ao Doutor Jacob Keizer pelo incentivo e acompanhamento determinante para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ainda ao Mika pelo apoio prestado nas tarefas de campo.

À Mestre Raquel Ferreira um obrigada pela contribuição inestimável no fornecimento de material para a concretização deste trabalho.

Um agradecimento especial à Mestre Catarina e à Doutora Joana pela ajuda imprescindível na investigação laboratorial.

Aos colegas e amigos com quem tive a oportunidade de aprender e partilhar experiências que cujas memórias me provocam um sorriso irreprimível na consciência.

Quero também expressar a minha gratidão e apreço aos meus pais por me terem conduzido até aqui e salientar que sem o incentivo e demonstração de confiança dos quais não me teria lançado nesta etapa. Aos meus irmãos Eduardo, Ricardo e Cristina pelo apoio incondicional; aos meus avós Néné e Joffre, Ana e Herculano pela sua enorme afectividade.

Ao Lukasz, por me mostrar que o que parece impossível se pode tornar realidade.

palavras-chave

qualidade da água, monitorização físico-química e biológica, bacia hidrográfica do rio Cértima.

resumo

A presente dissertação teve como principal objectivo avaliar o estado de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima (Portugal) segundo uma abordagem integrada, que incluiu a caracterização de parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos. Para o estudo foram definidos 7 locais de amostragem próximos de possíveis focos de poluição e 2 locais de referência onde a interferência da actividade humana aparentava ser reduzida. A caracterização físico-química centrou-se essencialmente na determinação de nutrientes (azoto amoniacal, fósforo total e nitratos), sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV), carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), pH, condutividade eléctrica (CE) e oxigénio dissolvido (OD), em cada local de amostragem. A caracterização biológica foi avaliada através das seguintes metodologias: estudo da composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, como a abundância, a riqueza, o número e percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT); cálculo de índices de biodiversidade, como o índice de Shannon-Wiener e o índice de Pielou; e cálculo de índices que traduzem a qualidade da água, como o *Family Level Biotic Index* (FBI), o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) e o *Average Score per Taxon* (ASPT). Para analisar a relação entre os dados físico-químicos e a comunidade de macroinvertebrados utilizou-se uma análise multivariada, efectuando-se uma análise de redundância (RDA) aos dados. Detectaram-se diferenças de qualidade da água e de comunidades de macroinvertebrados entre os vários locais amostrados. As concentrações dos parâmetros físico-químicos analisados, nos locais de referência, foram em geral baixas, reflectindo a baixa pressão antrópica. A água nestes locais foi classificada, pelos índices BMWP e ASPT, como água de boa qualidade, sem contaminação orgânica aparente. Por outro lado, os parâmetros físico-químicos, e de igual modo os índices biológicos demonstraram a presença de graves problemas de poluição nos locais de amostragem das planícies aluviais, destacando-se o troço a jusante das descargas de águas residuais domésticas da Mealhada e de uma quinta de gado bovino, onde a água foi classificada, pelos índices BMWP e ASPT, desde muito fraca a fraca. A maioria das diferenças registadas entre locais está relacionada com a poluição orgânica resultante das já referidas descargas pontuais e difusas na zona da cidade da Mealhada. No entanto, diferenças entre as características hidromorfológicas dos vários locais amostrados também contribuíram para a qualidade da água e, consequentemente, para a distribuição e abundância relativa dos organismos pelas famílias. Este trabalho reforçou a necessidade de se avaliar a qualidade da água através de uma estratégia integrada que englobe a monitorização de parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos.

keywords

water quality, physicochemical and biological monitoring, Cértima river watershed.

abstract

The main goal of the following master thesis was the evaluation of the water quality of the Cértima river watershed (Portugal) in an integrated way, including the characterization of hydro-morphological, physicochemical and biological parameters. For the purpose of this study, seven sampling sites were selected based on their proximity to potential pollution sources. Two sampling sites, where the human activities seemed to be reduced, were chosen as reference ones. In order to classify the water's chemical and physical characteristics, water samples were collected in each sampling site and some nutrients as ammonia, total phosphorus and nitrates, biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (TSS), total volatile suspended solids (TVSS), pH, electric conductivity (EC) and dissolved oxygen (DO) were measured in each sampling site. The biological conditions were evaluated based on: benthic macroinvertebrates composition metrics as the abundance, the taxon richness, the Ephemeroptera, Plecoptera and Tricoptera (EPT) number and percentage; diversity indices as Shannon-Wiener's Index and Pileou Index; and biological integrity indices which are designed to evaluate the water quality of wetlands as Family Level Biotic Index (FBI), Biological Monitoring Working Party (BMWP) and Average Score per Taxon (ASPT). A multivariate analysis, redundancy analysis (RDA), was used to evaluate how related were the physicochemical parameters with the macroinvertebrate community. Differences of water quality and macroinvertebrates communities were observed among the sampling sites. In the reference ones, the low values of the analysed physical and chemical parameters reflected the low anthropogenic pressure. The indices BMWP and ASPT classified the water of these places as having good quality, without organic pollution. On the other hand, high concentrations of the physicochemical parameters as well as the biotic indices pointed out that the Cértima watershed present some pollution problems, especially in the river stretch downstream of the Mealhada domestic wastewater discharges and the runoff water from a cattle farm. The biotic indices BMWP and ASPT classified these waters from very poor to poor. It was found that most of these differences were related to the organic pollution caused by the non-point and point pollution sources in Mealhada. However, differences in hydro-morphological characteristics contributed to the water quality and to the organisms' relative abundance and distribution in the different sampling sites, as well. This study strengthens the necessity of evaluating the rivers water quality integrating the hydro-morphological, physicochemical and biological parameters.

Índice

Capítulo 1 – Introdução	3
1.1. Recursos hídricos	3
1.2. Avaliação e monitorização dos sistemas aquáticos.....	5
1.3. Bacia hidrográfica do rio Cértima	8
1.4. Âmbito e Objectivos.....	12
Capítulo 2 – Gestão dos recursos hídricos em Portugal.....	15
2.1. Lei da água (Decreto-Lei N.º58/2005 de 29 de Dezembro) – Directiva - Quadro da água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro).....	16
2.2. Decreto- Lei 236/98 de 1 de Agosto - Objectivos mínimos de qualidade da água	18
Capítulo 3 – Bacia hidrográfica do rio Cértima.....	23
3.1. Enquadramento geográfico	23
3.2. Enquadramento fisiográfico.....	24
3.2.1. Geologia.....	25
3.2.1.1. Litoestratigrafia	25
3.2.2. Clima.....	29
3.2.3. Relevos.....	31
3.2.4. Hidrografia	32
3.2.4.1. Caracterização morfológica da bacia hidrográfica do rio Cértima	34
3.2.4.2. Análise dos caudais do rio Cértima	35
3.2.5. Solo e Vegetação	36
3.2.5.1 Classificação dos solos.....	36
3.2.5.2. Vegetação e ocupação do solo.....	37
3.3. Caracterização socioeconómica	39
3.3.1. Ocupação demográfica.....	39
3.3.2. Actividades económicas	40
3.4. Infra-estruturas de saneamento básico.....	42
Capítulo 4 – Material e métodos	47
4.1. Locais e datas de amostragem	47
4.2. Dados hidromorfológicos.....	49
4.2.1. Regime hidrológico	49
4.2.1.1. Caudais e condições de escoamento.....	49
4.2.1.2. Condições meteorológicas	49
4.2.2. Características morfológicas	50
4.3. Dados hidroquímicos.....	50

4.3.1. Colheita de amostras e medições de campo	50
4.3.2. Métodos analíticos.....	50
4.4.Dados hidrobiológicos	51
4.4.1. Amostragem biológica	51
4.4.2. Métodos analíticos.....	52
4.4.3. Análise dos dados obtidos.....	52
4.4.3.1. Medidas de composição	52
4.4.3.2. Índices de diversidade	53
4.4.3.3. Índices de semelhança	54
4.4.3.4. Relações tróficas	54
4.4.3.5. Índices de qualidade da água.....	54
4.4.3.6. Relação entre os dados físico-químicos e a composição de macroinvertebrados	55
Capítulo 5 – Resultados e Discussão	59
5.1. Dados hidromorfológicos.....	59
5.1.1. Regime hidrológico	59
5.1.1.1. Caudais e condições de escoamento.....	59
5.1.1.2. Condições meteorológicas	60
5.2.2. Características morfológicas	60
5.2. Qualidade físico-química da água.....	62
5.2.1.Variação dos parâmetros físico-químicos	62
5.2.2. Classificação do estado trófico.....	67
5.3. Qualidade da água de acordo com o Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto	68
5.4. Variação quantitativa e qualitativa dos macroinvertebrados	70
5.4.1. Descrição das comunidades de macroinvertebrados presentes em cada local de amostragem – suas características.....	70
5.4.2. Índices de diversidade	75
5.4.3. Detecção de diferenças/semelhanças das comunidades entre estações ou entre locais de amostragem.....	75
5.4.4. Relações tróficas	77
5.5. Classificação da qualidade da água – índices biológicos de qualidade da água	79
5.6. Canoco: relação entre os dados físico-químicos e a composição de macroinvertebrados.....	81
Capítulo 6 – Considerações finais.....	87
Capítulo 7 – Referências bibliográficas.....	93
Anexos.....	103

Anexo A: Habitantes, área e densidade populacional nos concelhos de Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro (ANMP, 2006).....	103
Anexo B: Hidrogramas e Hietogramas da bacia do rio Cértima.	104
Anexo C: Valores de tolerância de macroinvertebrados para aplicação do índice FBI (Barbour <i>et al.</i> , 1999; Bode <i>et al.</i> , 1996,2002; Hauer & Lamberti, 1996; Hilsenhoff, 1988; Plafkin <i>et al.</i> ,1989).....	105
Anexo D: Valores de tolerância de macroinvertebrados para aplicação do índice BMWP e ASPT (Armitage <i>et al.</i> , 1983).	106
Anexo E: Classes de qualidade da água para o FBI (Hilsenhoff, 1988), BMWP e ASPT (Armitage, 1983).	106
Anexo F: Perfil de velocidade de escoamento e profundidade.....	107
Anexo G: Valores dos parâmetros físico-químicos dos vários locais amostrados.	109
Anexo H: Critério de avaliação do estado trófico de lagos e albufeiras, estabelecido pelo INAG (adaptado de MCOTA & INAG- Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente & Instituto da água, 2002).....	110
Anexo I: Critério de avaliação do estado trófico de rios segundo (Dodds <i>et al.</i> , 1998)...	110
Anexo J: Comparação da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Cértima com os limites impostos para as águas superficiais (Anexo XXI – Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto).	111
Anexo K: Abundância da comunidade de macroinvertebrados nos locais amostrados..	112
Anexo L: Abundância e riqueza nas amostras dos 9 locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.	115
Anexo M: Famílias EPT e Percentagem de indivíduos EPT dos 9 locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.....	115
Anexo N: Valores dos índices de qualidade da água FBI, BMWP e ASPT e dos índices de diversidade <i>Shannon's index</i> (H') e índice de Pileou (E) em 8 dos locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.....	116
Anexo O: <i>Taxa</i> principais nos 9 locais amostrados.	116
Anexo P: Grupos tróficos da comunidade de macroinvertebrados identificada em Janeiro e Março.	117
Anexo Q: Valores da percentagem dos grupos tróficos, colectores (filtradores e agregadores), raspadores, trituradores e predadores, em 8 dos locais amostrados.	119

Lista de Figuras

Figura 1: Evolução do número de estações de RQA nas duas últimas décadas (obtido em INAG – Plano Nacional da Água, (2001)).	16
Figura 2: Localização da sub-bacia do rio Cértima no território português (obtida a partir de informação digital do IA , 2007).	23
Figura 3: Esquema Tectono-Estratigráfico de Portugal Continental (adaptado da Carta Geológica de Portugal, escala 1:1 000 000, de 1992, segundo Ferreira, 2000), com enquadramento da área de estudo.	26
Figura 4: Constituição geológica da bacia do rio Cértima.	28
Figura 5: Valores médios, máximos e mínimos mensais de precipitação, temperatura, velocidade do vento, insolação e humidade relativa registados nas estações meteorológicas referidas no texto (retirado de Sena, 2007).	30
Figura 6: Representação do relevo na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do (IA, 2007).	32
Figura 7: Tipologia dos solos na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do (IA, 2007): a - Fluvissolos êutricos; b - Cambissolos húmicos (rochas sedimentares post-Paleozóicas); c - Podzóis órticos; d - Cambissolos crómicos; e - Cambissolos húmicos (xistos); f - Cambissolos cálcicos; g - Cambissolos húmicos (quartzitos do Ordovício).	36
Figura 8: Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Cértima, a partir de informação digital CORINE LAND COVER 2000 (adaptado de IA, 2000).	38
Figura 9: Mapa com a identificação dos locais de amostragem na bacia hidrográfica do rio Cértima.	48
Figura 10: Precipitação diária na zona de estudo para os meses de Dezembro de 2007, Janeiro, Fevereiro e Março de 2008 (Informação recolhida na estação meteorológica do <i>campus</i> da Universidade de Aveiro).	60
Figura 11: Temperatura, pH e condutividade, nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	63
Figura 12: Oxigénio dissolvido (OD), CBO ₅ , SSV e SST na água nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3- Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	64
Figura 13: Azoto na forma de azoto amoniacal e na forma de nitrato e fósforo total nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-	

Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	65
Figura 14: Comparação das concentrações de azoto determinado e de fósforo total com os valores definidos por Dodds <i>et al.</i> (1998) a partir dos quais a água é eutrófica.	69
Figura 15: Abundância total e riqueza taxonómica nos vários locais de amostrados em Janeiro e em Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2- Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	71
Figura 16: Variação do número de famílias e do número de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera nos vários locais de amostrados em Janeiro e em Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	72
Figura 17: Variação dos principais taxa nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3- Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	74
Figura 18: Variação do índice de Shannon-Wiener de diversidade e índice de Pielou (equidade) nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.	75
Figura 19: Distribuição relativa dos grupos tróficos, colectores, raspadores, predadores e triturados, nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5- Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães.	78
Figura 20: Variação dos índices de qualidade orgânica da água, FBI, BMWP e ASPT, nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães. O FBI não foi estimado na Lagoa Seca.	80
Figura 21: Distribuição canónica resultante da análise RDA de Janeiro.	83
Figura 22: Distribuição canónica resultante da análise RDA de Março.	84

Lista de Tabelas

Tabela 1: Parâmetros morfológicos da bacia hidrográfica do Vouga e de algumas sub-bacias (adaptado de Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ vHLC/ FBO, 2002).....	35
Tabela 2: Distribuição da população por municípios (INE, 2006).....	40
Tabela 3: Distribuição da população activa, segundo o sector de actividade, nos concelhos principais da bacia do rio Cértima (CCDR –C, 2008).	41
Tabela 4: População servida por infra-estruturas de saneamento básico referentes ao ano de 2001 (INE, 2005).	43
Tabela 5: Lista dos locais de amostragem seleccionados na bacia hidrográfica do rio Cértima.	47
Tabela 6: Largura do leito, profundidade máxima e mínima, velocidade máxima e mínima e caudal nos vários locais de amostragem em de Janeiro 2008.....	59
Tabela 7: Largura do leito, profundidade máxima e mínima, velocidade máxima e mínima e caudal nos vários locais de amostragem em Março 2008.....	59
Tabela 8: Condições morfológicas dos pontos de amostragem, tais como: vegetação ripícola, vegetação aquática, substrato inorgânico e substrato orgânico.....	60
Tabela 9: Percentagem de semelhança de comunidades de macroinvertebrados, obtida pelo cálculo do índice de Percentagem de Similaridade e pelo índice de Jaccard entre amostras de Janeiro e Março.....	76
Tabela 10: Percentagem de Semelhança de comunidades de macroinvertebrados, obtida pelo cálculo do índice de Percentagem de Similaridade entre comunidades e pelo índice de Jaccard entre os vários locais amostrados.....	77

Capítulo 1

Introdução

Capítulo 1 – Introdução

1.1. Recursos hídricos

A água é encontrada na Terra em diversos locais e sob várias formas. A quantidade total deste recurso no planeta não se altera, mas a água presente nos diversos ambientes está em constante movimento, circulando numa rede complexa de fluxos denominados como Ciclo Hidrológico ou Ciclo da Água. Este termo sugere a ideia aparente de a água ser um recurso que se renova constantemente, mas a realidade é bem diferente (Gleick, 1993). Efectivamente, embora este seja um dos recursos mais abundantes do planeta, cobrindo mais de 2/3 da superfície terrestre, apenas as águas doces dos rios e das reservas subterrâneas, que representam cerca de 0.65% de toda a água existente na Terra, se encontram disponíveis para o consumo humano (Gleick, 1993; Alho, 2006). Para além disso, as reservas de água doce existentes encontram-se distribuídas de forma desigual, sendo nas regiões Norte e subsaariana de África e no Sudoeste da Ásia que se encontram as situações mais graves de escassez (Alho, 2006).

O aumento da população e o desenvolvimento das actividades industriais e agrícolas têm proporcionado a procura de elevadas quantidades de água para diversos fins, sujeitando-a a uma pressão constante. Segundo o relatório da Agência Europeia do Ambiente (AEA, 2003), a captação excessiva deste recurso constitui um problema em determinadas zonas da Europa, principalmente nos países costeiros e nas ilhas do Mediterrâneo, levando à redução das massas de água subterrânea, à destruição de *habitats* e à deterioração da qualidade hídrica.

Na Europa são captados por ano, cerca de 353 km³/ano, o que corresponde a 10% da totalidade dos recursos de água doce. Em média, 33% da captação total de água é usada na agricultura, 16% no consumo urbano, 11% na indústria (excluindo o arrefecimento) e 40% na produção de energia (AEA, 2003). Em Portugal, a agricultura tem um consumo de cerca de 87% do total da água captada, seguindo-se o sector industrial com 8% e o consumo doméstico com 5% (IA, 2001).

Paralelamente aos factores quantitativos, a qualidade da água é um aspecto fundamental, isto porque os níveis actuais de poluição inviabilizam grande parte das suas utilizações, com particular relevância para o consumo humano (Alho, 2006).

As fontes de poluição dos recursos hídricos podem ser de origem pontual e/ou difusa. As fontes pontuais são aquelas que vertem massas de água através de zonas específicas para o transporte das mesmas, como por exemplo as condutas de esgoto, e às quais pode ser atribuída uma entidade distinta, tal como, estações de tratamento de águas residuais. As fontes não pontuais são aquelas que introduzem poluentes nos recursos hídricos de forma difusa, difícil de delimitar geograficamente, e estão directamente relacionadas com as actividades de uso do solo, como a agricultura, as actividades florestais, o transporte, e ainda, relacionadas com a deposição de partículas provenientes da atmosfera. Este tipo de poluição afecta as massas de água de dois modos: primeiro, mudanças nos padrões originais do solo, através do uso do mesmo, alteram a hidrologia local e os ciclos e movimentos naturais da água subterrânea do solo alterado; e segundo, as escorrências resultantes da poluição difusa aumentam a carga de poluentes nas massas de água, provocando alterações nos ecossistemas aquáticos (Meidel & Tsomides, 2003).

Na generalidade do continente Europeu continuam a ser detectados problemas de poluição dos recursos hídricos associados aos níveis insuficientes de saneamento e de tratamento de águas residuais. Em 2003, apenas cerca de metade da população era servida por estações de tratamento de águas residuais. Na Europa Ocidental, onde as práticas agrícolas são mais intensivas, a poluição difusa por nitratos, associada maioritariamente à produção pecuária, e a poluição por pesticidas representam um problema significativo (AEA, 2003). Em Portugal, os recursos hídricos estão na sua maioria poluídos devido aos níveis insuficientes de saneamento e de tratamentos dos efluentes provenientes da rede de esgotos (Cerqueira *et al*, 2005, 2008), da contaminação difusa proveniente da agricultura, que mantém o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas (Cerejeira, *et al.*, 2003), de áreas mineiras abandonadas cujos desperdícios se encontram em céu aberto e sem qualquer tipo de tratamento (Candeias & Mirão, 2008) e da ineficácia da fiscalização e aplicação de coimas a indústrias poluentes (Alho, 2006). No ano 2005, dados estatísticos indicavam que os sistemas de esgotos e estações de tratamento de águas residuais serviam apenas 76% e 64%, respectivamente, da população (INE, 2006).

Os recursos hídricos, como os rios e lagos, constituem uma fonte significativa de água doce, albergando ecossistemas importantes (Nixon *et al.*, 2000). As suas características naturais, tais como o comportamento hidrológico dos sistemas fluviais, a composição orgânica e o tipo de zona ripícola, condicionam a presença e o tipo de ecossistemas neles existentes (Meidel & Tsomides, 2003). No entanto, por toda a Europa, os rios e os lagos têm sofrido grandes alterações induzidas pelo homem com o objectivo de protecção contra cheias, navegação, captação e armazenamento de água e actividades de recreio. Estas actividades, juntamente com a sobre exploração da captação de água de rios e/ou lagos para dar resposta às necessidades das actividades industriais, abastecimento urbano e às

actividades agrícolas têm vindo a degradar os ecossistemas aquáticos (OECD, 2008). A água captada para a indústria, para o consumo doméstico e para a agricultura é, como já se referiu, devolvida ao meio ambiente, de uma forma difusa e/ou pontual, com um grau de contaminação mais ou menos significativo. As alterações antropogénicas, as descargas de águas residuais e os escurrimentos difusos têm introduzido, nos cursos de águas fluviais, poluentes de composição complexa que provocam efeitos indesejáveis ao nível dos ecossistemas e da saúde humana. No entanto, os impactos a curto e longo prazo destes poluentes não só dependem das suas características físico-químicas mas também do contacto com os sistemas fluviais, alterando substancialmente a sua composição química. Embora os rios tenham uma grande capacidade de assimilação e diluição de uma parte significativa dos resíduos neles introduzidos, as elevadas quantidades rejeitadas pela sociedade moderna resultam, em geral, numa sobrecarga – poluição – que perturba o equilíbrio dos ecossistemas fluviais. Torna-se por isso vital que estes recursos de água doce sejam avaliados e protegidos conciliando-os com as necessidades de água para as actividades humanas (Hélios-Rybicka *et al.*, 2005).

1.2. Avaliação e monitorização dos sistemas aquáticos

No seguimento das considerações apresentadas no subcapítulo anterior, sobre a problemática da disponibilidade de água doce, verifica-se que é essencial um planeamento e gestão sustentável dos recursos hídricos a longo prazo, tendo em atenção a avaliação da quantidade da água disponível e a avaliação da qualidade da mesma considerando o fim a que esta se destina (Mendes & Oliveira, 2004). As redes de monitorização surgem, neste sentido, como uma ferramenta de apoio na gestão da água no domínio da verificação das exigências em termos da qualidade, permitindo obter informação sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas da água, relacionando-as com as condições naturais, com as acções antropogénicas e com os usos existentes. São os padrões de qualidade da água que, através da especificação dos usos a que a água se destina e do estabelecimento de critérios para prevenir a degradação da qualidade da água para os mesmos usos, definem os objectivos de monitorização dos cursos de água ou porções dos mesmos.

O impacto das actividades humanas continua a ser visível em muitos dos recursos hídricos europeus, sendo, por vezes, a qualidade para o consumo humano e para usos balneares inferior às normas sanitárias humanas. Registam-se, contudo, algumas melhorias na quantidade e qualidade desses recursos hídricos, que resultaram, na sua maioria, da implementação de políticas europeias, que visam alcançar a redução de pressões de origem

doméstica e industrial, exercidas sobre os recursos hídricos. A legislação europeia, que reflecte o esforço Europeu a este nível, abrange a Directiva-Quadro da água, bem como as Directivas relativas: à prevenção e controlo integrado da poluição (PCIP); às substâncias perigosas na água; ao tratamento de águas residuais urbanas; aos nitratos; às águas balneares; e à água potável. A Directiva-Quadro da água (2000/60/CE) de 23 de Outubro, em vigor desde finais do ano 2000, veio introduzir dois conceitos chave na legislação, o de estado ecológico e o da gestão de água ao nível da bacia hidrográfica, com o objectivo de mudar de forma substancial o modo como a água é monitorizada, avaliada e gerida em muitos países europeus. Esta Directiva exige aos Estados-Membros que avaliem o estado químico das águas subterrâneas e superficiais, bem como o estado ecológico destas. As Directivas 96/61/CE de 24 de Setembro, relativa à prevenção e controlo integrado da poluição (PCIP), 91/271/CEE de 21 de Maio, relativa ao tratamento de águas residuais e a 91/676/CEE de 12 de Dezembro, relativa aos nitratos, introduziram os objectivos de: evitar o aumento da deterioração da qualidade da água; reduzir o actual nível de poluição; atingir níveis de qualidade da água que salvaguardem tanto a saúde humana, quer por via de água potável, quer pelas actividades balneares de recreio, como os ecossistemas aquáticos. Os principais objectivos da Directiva relativa às substâncias perigosa (76/464/CEE de 4 de Maio) são: reduzir ou eliminar a poluição por substâncias perigosas em todas as águas; eliminar de forma progressiva as emissões, perdas e descargas das substâncias mais perigosas; e atingir níveis que não afectem a saúde humana e os ecossistemas aquáticos. Exemplos das substâncias perigosas a reduzir são metais pesados como o: cádmio, mercúrio, zinco, cobre, níquel, crómio e chumbo. A Directiva “águas balneares” (76/160/CEE de 8 de Dezembro) foi concebida para proteger a saúde humana da poluição que é passível de causar doenças provocadas pela utilização recreativa da água. De acordo com esta Directiva, a qualidade bacteriológica é um dos parâmetros fundamentais a monitorizar. A Directiva “água potável” (98/83/CE de 3 de Novembro de 1998) teve como objectivo garantir a segurança da água destinada ao consumo humano (AEA, 2003).

Em Portugal são escassos os estudos que incidem sobre o estado de qualidade da água dos rios e, na sua maioria, encontram-se sustentados em medições de parâmetros de qualidade físico-químicos, ignorando a vertente ecológica dos cursos de água. A entrada em vigor da Lei da Água (Lei 58/2005 de 29 de Dezembro), que transpôs para o direito interno a Directiva - Quadro da Água (2000/60/CE), vem reforçar a necessidade de avaliar e monitorizar os sistemas aquáticos de forma integrada, através da monitorização de parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos, contribuindo para o seu bom estado e uma gestão sustentável dos recursos naturais.

A monitorização físico-química, para além de permitir identificar a aptidão da água para determinados usos, permite identificar poluentes específicos que estão normalmente

relacionados com actividades de uso do solo conhecidas, permitindo assim identificar fontes de poluição. Medições físico-químicas, quando efectuadas em intervalos de tempo regulares, por longos períodos de tempo, possibilitam a determinação das tendências reais de um rio. O registo de concentrações elevadas de um constituinte químico poderá estar relacionado com problemas de poluição aquática (Dohner *et al.*, 1997).

Ao contrário das análises químicas de qualidade da água, os dados biológicos não medem concentrações ou níveis de agressão química, mas permitem medir directamente o impacto de fontes de poluição no *biota* aquática residente. Parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos quando monitorizados em conjunto permitem detectar problemas no meio aquático não detectáveis apenas com análises químicas. Contudo, os parâmetros biológicos não podem ser estudados isoladamente dos restantes parâmetros na medida em que estão normalmente correlacionados e porque resultam das variações dos mesmos (Giller & Malmqvist, 1998; Barbour *et al.*, 1999).

Podem ser enumeradas algumas vantagens no uso da monitorização biológica, tais como: as comunidades biológicas reflectem a integridade ecológica geral, isto é, a integridade química, física e biológica; as comunidades biológicas reflectem o impacto global de vários agressores de poluição; a variação das comunidades ao longo do tempo fornece uma medida ecológica das condições de flutuação ambiental; a monitorização de parâmetros biológicos é de custo relativamente baixo, principalmente quando comparada com monitorização química ou de testes de toxicidade de poluentes tóxicos; o estado das comunidades biológicas é uma medida de caracterização de ambientes naturais (sem fontes de poluição antrópicas); em locais onde não existem critérios para impactos específicos no ambiente, as comunidades biológicas devem ser o único meio prático de avaliação dos mesmos (Barbour *et al.*, 1999).

Dentro das comunidades biológicas podem ser analisadas as comunidades de algas primárias, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos (associados às superfícies que constituem o fundo do leito do rio, como rochas, ou outros sedimentos mais finos, restos de vegetação, raízes e plantas aquáticas emergentes ou submersas) ou ainda as comunidades de peixes. Na selecção do tipo de comunidade a usar deve ter-se em consideração os objectivos de cada programa de monitorização. O uso de macroinvertebrados em estudos de monitorização da qualidade da água possui algumas limitações tais como: existem outros factores que, para além da qualidade da água, podem afectar a distribuição e abundância de organismos; a variação sazonal pode complicar possíveis comparações ou interpretações dos dados; alguns grupos não são taxonomicamente bem conhecidos; a relação estabelecida entre poluidores específicos e medidas de composição usadas é insuficiente (Carter *et al.*, 2006). No entanto, é de realçar que o estudo das comunidades de macroinvertebrados é o que possui mais vantagens, isto porque: os macroinvertebrados apresentam um padrão de migração limitado ou nulo; o ciclo de vida da maior parte das espécies é de aproximadamente

um ano ou mais reflectindo por isso os efeitos de variações ambientais em escalas temporais reduzidas; são relativamente fáceis de identificar até às diferentes famílias e níveis taxonómicos mais baixos; as comunidades de macroinvertebrados são constituídas por uma vasta gama de níveis tróficos, resultando numa variedade de tolerâncias a diferentes poluentes; a amostragem é relativamente fácil, requer poucos recursos humanos, apresenta baixos custos e tem efeitos mínimos no biota residente; os macroinvertebrados são a fonte primária de alimento dos peixes; os macroinvertebrados são abundantes na maior parte dos cursos de água; a maior parte dos estudos já efectuados foca-se nos macroinvertebrados, daí existirem dados de base e de comparação sobre os mesmos (Barbour *et al*, 1999).

1.3. Bacia hidrográfica do rio Cértima

A bacia hidrográfica do rio Cértima, o caso de estudo da presente dissertação, tem sido alvo, nos últimos trinta anos, de vários estudos de caracterização da qualidade das suas águas, principalmente na zona da Pateira de Fermentelos.

Serrano (1979) investigou a quantidade de sedimentos em suspensão transportada pelo rio Cértima até à Pateira de Fermentelos. Neste sentido, escolheu sete locais de amostragem ao longo da bacia do rio Cértima. Este autor verificou que a carga em suspensão transportada por este rio, que rondava as 1200 ton/ano, seria demasiado baixa para justificar a degradação considerável da qualidade da água da Pateira de Fermentelos na altura do estudo. A interferência humana foi apontada pelo autor como uma causa provável dessa degradação.

Miranda (1983) localizou e caracterizou os principais efluentes líquidos descarregados directamente para o rio Cértima e seus afluentes, o rio Levira e o rio da Serra. Foi ainda caracterizado o estado de eutrofização do rio Cértima. O autor identificou as principais descargas em Ancas, Anadia e Mealhada. Concluiu que o rio Cértima se apresentava bastante eutrofizado, sobretudo na sua parte final, realçando que, apesar disso, o rio apresentava elevada capacidade autodepuradora, uma vez que as cargas de efluentes recebidas por este eram elevadas comparativamente com o seu caudal.

Rino & Gil (1987) efectuaram um estudo preliminar sobre diatomáceas do rio Cértima, complementando-o com análises físico-químicas das águas do mesmo. Para o efeito, os autores realizaram duas séries de amostragem, uma no final do Verão de 1985 e outra no final do Inverno de 1986, em onze estações de amostragem ao longo do rio Cértima, definidas pelos mesmos. Os autores concluíram que a qualidade da água do rio Cértima demonstrava grandes disparidades entre as duas amostragens. No Verão, o rio apresentava-se de um modo geral poluído, com algumas estações fortemente poluídas. A acção conjunta

de baixos caudais e descargas de efluentes com tratamento diminuto, provenientes sobretudo das indústrias vinícolas contribuíam para o elevado grau de poluição nessas estações. No Inverno, a qualidade da água era melhor, devido aos caudais comparativamente elevados que permitiam uma maior diluição de efluentes poluídos, sendo que as águas residuais das indústrias vinícolas eram menos abundantes nesta época.

Teixeira (1990) estudou a qualidade da água do rio Cértima, definindo, para o efeito, cinco pontos de recolha de amostras de água no trecho do rio a partir da zona média em direcção à foz, e realizando duas amostragens, uma em Julho e a outra em Outubro desse mesmo ano. Caracterizou ainda as cargas poluentes do rio Cértima, analisando três amostras de efluentes industriais provenientes de duas indústrias vinícolas e uma indústria cerâmica. O efluente da indústria cerâmica apresentava um valor de sólidos suspensos totais bastante elevado, enquanto que os efluentes das indústrias vinícolas apresentavam valores mais elevados de carência bioquímica de oxigénio. No que respeita ao rio, a autora concluiu que este estaria transformado no “esgoto da zona da Bairrada”, dado o seu elevado grau de poluição.

No estudo realizado por Pereira *et al.* (1998), foram realçados os aspectos da qualidade das águas superficiais da região de Aveiro. Os autores analisaram trinta e cinco parâmetros físico-químicos em vinte e cinco amostras colhidas durante dois anos. Nove locais de amostragem deste estudo pertenceram à bacia do rio Cértima. As análises efectuadas revelaram situações de elevada poluição na bacia, nomeadamente no rio Cértima e no rio Levira, devidas à elevada actividade agrícola e industrial da área, juntamente com a poluição introduzida pelas povoações existentes nas suas margens.

Reis (2000) estudou as condicionantes hidrogeológicas e antrópicas na mobilização de elementos poluentes nos rios Águeda e Cértima, o que envolveu o estudo da qualidade dos sedimentos de corrente. Para o efeito, definiu nove e dez locais de amostragem nas sub-bacias do rio Águeda e do rio Cértima, respectivamente. Constatou-se que a contaminação dos sedimentos era fortemente influenciada pela proximidade às fontes de poluição e pela variação no tempo do influxo do material. A autora verificou, também, que nos ambientes de baixa energia, propícios à acumulação de sedimentos finos e matéria orgânica, como acontece em maior grau na sub-bacia do rio Cértima, as concentrações de metais nos sedimentos eram mais elevadas. As análises químicas efectuadas aos sedimentos demonstraram teores médios em metais poluentes superiores no rio Cértima, mas com uma menor fracção potencialmente disponível do que no rio Águeda, levando a autora a concluir que o rio Cértima se encontraria menos poluído. Relativamente às características químicas das águas fluviais da sub-bacia do rio Cértima, Reis (2000) distinguiu a influência das reacções de alteração química de rochas carbonatadas e silicatadas, onde predomina a fácies cálcica e a influência de contaminantes provenientes da poluição doméstica, agro-

pecuária, sob a forma dos iões cloreto, sulfato e nitrato, cujo efeito era maior nesta sub-bacia do que na do rio Águeda.

Cerqueira *et al.* (2005) caracterizaram a qualidade físico-química da água da bacia hidrográfica do rio Cértima no Inverno, na Primavera e no Verão de 2003, através da análise de parâmetros como a temperatura, condutividade, pH, sólidos suspensos totais, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), azoto de Kjeldahl e fósforo total. Para o efeito seleccionaram 10 locais de amostragem ao longo da bacia. Os resultados mostraram que a qualidade da água na Primavera era aceitável, no entanto, os valores mais elevados de fósforo total, azoto de Kjeldahl e CBO₅ no Verão, revelaram uma degradação significativa da qualidade da água, principalmente a jusante da cidade da Mealhada. Os autores apontaram a existência de descargas residuais domésticas e de escorrências de águas residuais pecuárias naquela zona como as principais razões para este facto. Foi ainda mencionado que estas descargas seriam a principal causa para a elevada carga de nutrientes das águas superficiais da bacia do rio Cértima a partir do seu troço médio, tendo um provável impacto no estado trófico da Pateira de Fermentelos, localizada na parte final da bacia.

Manecas (2006) efectuou a caracterização geoquímica da área da bacia hidrográfica do rio Cértima abrangida pelos municípios de Oliveira do Bairro e Anadia, através da análise dos sedimentos da linha de água. Com a recolha de mais de 500 amostras em dois períodos distintos, a autora pretendeu relacionar os elementos de impacto ambiental Cu, Pb, Ni, Co, Cd, Zn, Fe, Mn e Cr com a sua origem. Concluiu que o Co, o Ni, o Zn e o Cr, encontrados na zona Oeste da área de estudo e na sua parte mais antiga, a Este, constituída por xistos, conglomerados e o complexo Xisto-Grauváquico, se relacionavam com as zonas urbanas e industriais. Os elementos Cd e Cr, em oposição ao Mn, estariam ligados a factores antrópicos relacionados com a prática da agricultura. O Pb, em oposição ao Fe, estaria associado ao tráfego automóvel intenso, registado nas estradas N1 e N235, enquanto que o Fe estaria associado à litologia.

Sena (2007) estudou as interacções água subterrânea - água superficial na zona da Pateira de Fermentelos, efectuando análises químicas das águas, medições de níveis das massas de água superficial e subterrânea e medições de caudais. A autora demonstrou, através do balanço hídrico do sistema lagoa - aquífero freático, que a contribuição do rio Cértima para a água armazenada na Pateira de Fermentelos representa cerca de 90% das entradas na lagoa e ainda que a transferência de água do aquífero freático para a lagoa representa cerca de 90% das saídas deste. A autora concluiu que a composição físico-química da água da Pateira reflecte, principalmente, a composição da água drenada pela bacia do rio Cértima e, em menor escala, a contribuição dos aquíferos freáticos drenados e da ribeira do Pano. As diversas pressões antrópicas que se desenvolvem sobre os aquíferos freáticos e ao longo da bacia do rio Cértima afectam a qualidade da água que aflui à Pateira

de Fermentelos, contribuindo para a eutrofização da lagoa. Por outro lado, os processos hidrobiogeoquímicos, como a assimilação por parte da vegetação, a adsorção às partículas argilosas, a complexação com matéria orgânica, a co-precipitação com carbonatos, sulfatos e oxihidróxidos de ferro, que predominam na Pateira de Fermentelos e controlam a especiação de elementos, influenciam a qualidade da água da lagoa parecendo contribuir para a atenuação de contaminantes na mesma.

Ferreira (2007) fez a caracterização hidroquímica e da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima, através da análise de dados físico-químicos como a temperatura, pH, condutividade eléctrica (CE), potencial redox (Eh), sólidos dissolvidos totais (SDT), alcalinidade total, oxigénio dissolvido (OD), sólidos suspensos totais (SST), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), teores de azoto amoniacal e Kjeldahl, elementos maioritários, minoritários e traço, bem como análise dos teores de carbono orgânico total (COT), fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato e sulfato. Para o efeito, seleccionou vinte e nove locais de amostragem ao longo da bacia. A autora identificou três fácies hidroquímicas principais. As águas das zonas de relevo mais acentuado e caracterizadas por rochas não carbonatadas, apresentaram fácies dominada por cloreto, bicarbonato e sódio e valores baixos de SDT. A restante bacia, caracterizada por fácies bicarbonatada-cálcica, revelou valores mais elevados de SDT, resultantes, segundo a autora, da dissolução de rochas carbonatadas. As águas da ribeira de Pano, apresentaram-se bicarbonatadas-cloretadas, o que reflectiu as distintas litologias do Cretácio e algumas influências de pressões antrópicas. Ferreira concluiu que as baixas concentrações de alguns parâmetros na zona Este da bacia reflectiram a baixa pressão antrópica e a menor contribuição geológica nas características hidroquímicas desta zona. Os resultados demonstraram que a bacia do Cértima apresenta problemas de poluição, principalmente no troço a jusante da Mealhada e na Pateira de Fermentelos, estando a poluição relacionada com a diversa actividade industrial e agrícola na bacia, e as descargas de efluentes domésticos. Ferreira (2007) verificou ainda que os resultados de clorofila a comprovaram o estado eutrofizado da Pateira de Fermentelos.

Segundo estes estudos, a bacia hidrográfica do rio Cértima, constitui um exemplo das conexões complexas entre as actividades humanas e os seus impactos. As pressões antrópicas que se verificam na bacia derivam da elevada densidade populacional, de uma indústria dinâmica e diversificada onde se realçam os sectores da cerâmica e vinícola e de uma actividade agro-pecuária expressiva. Estas pressões também se fazem sentir na Pateira de Fermentelos, uma lagoa natural que resulta do alargamento do Rio Cértima na sua zona terminal e que foi classificada como Zona de Protecção Especial (ZPE) da Ria de Aveiro pelo Decreto-Lei N.º 384-B/99, de 23 de Setembro.

1.4. Âmbito e Objectivos

O objectivo fulcral desta dissertação consistiu na avaliação e monitorização do estado da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima usando uma abordagem integrada, que incluiu a caracterização de parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos de forma a:

- (1) Contribuir para a implementação da Directiva - Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE).
- (2) Verificar o cumprimento dos objectivos mínimos de qualidade da água (Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto).
- (3) Contribuir, a nível local, para a gestão sustentada da bacia do rio Cértima.
- (4) Ultrapassar, a nível nacional, a falta de informação no que concerne à caracterização das massas de água em território nacional.

Capítulo 2

**Gestão dos recursos hídricos
em Portugal**

Capítulo 2 – Gestão dos recursos hídricos em Portugal

Desde meados dos anos 70 até ao início do século 20, a gestão da água tinha como principal objectivo o desenvolvimento de grandes sectores económicos como o sector agrícola e energético e a protecção dos recursos hídricos enquanto fonte de abastecimento de água às populações, tendo sido criados para este fim planos de grandes obras hidráulicas que não davam grande importância à conservação da Natureza.

Actualmente, o planeamento dos recursos hídricos tem em vista a definição de melhores soluções para os problemas presentes e futuros destes recursos, assumindo especial importância na elaboração de políticas sustentadas de gestão da água. A implementação de projectos e programas de gestão da água é condicionada pelas limitações dos recursos hídricos tais como a variação da distribuição temporal e espacial dos recursos superficiais e subterrâneos. Ainda que dentro destas limitações, tais projectos devem assegurar a disponibilização dos recursos hídricos para abastecimento das populações, a protecção de pessoas e bens contra a ocorrência de cheias, secas e riscos de poluição accidental graves, a protecção da Natureza e a conservação dos recursos naturais, incluindo a protecção de ecossistemas. Assim sendo, para planear e gerir os recursos hídricos é extremamente necessário conhecer as possíveis utilizações dos mesmos, os ecossistemas deles dependentes e os factores que condicionam o comportamento dos utilizadores permitindo assim a conjugação entre os objectivos económicos e ambientais (Consórcio AMBIO/CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

A implementação de redes de monitorização da qualidade da água superficial apoiou a gestão da água no domínio da verificação das exigências em termos de qualidade, permitindo obter informação sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas da água e relacionando-as tanto com as condições naturais, como com as acções antropogénicas e usos existentes. O número de estações e a distribuição espacial da rede de qualidade da água ilustram uma inicial preocupação nas zonas mais industrializadas (litoral) contudo, há medida que as exigências legislativas nacionais a nível de gestão de recursos se aperfeiçoaram, começou a verificar-se um crescimento do número de estações para o interior, como se verifica na figura 1. Portugal tem actualmente uma rede de monitorização que cobre praticamente todo o país, estando esta predominantemente localizada nas bacias hidrográficas de maior importância. Consequentemente, a informação sobre pequenas bacias continua escassa (INAG – Plano Nacional da Água, 2001). É neste sentido que surge a presente dissertação que pretende contribuir a nível nacional, para a falta de informação

no que concerne à caracterização das massas de água das pequenas bacias hidrográficas Portuguesas.

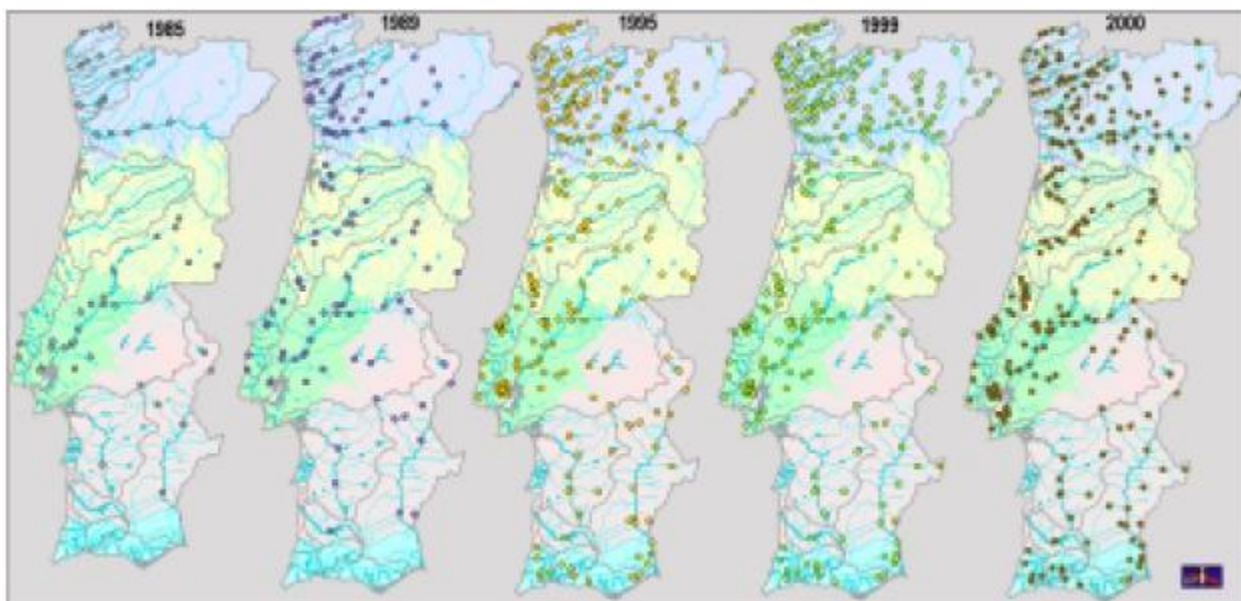


Figura 1: Evolução do número de estações de RQA nas duas últimas décadas (obtido em INAG – Plano Nacional da Água, (2001)).

Neste capítulo faz-se uma breve descrição dos documentos legislativos que serviram de base para o estudo efectuado e que contribuem, entre outros, para a monitorização e gestão dos recursos hídricos Portugueses.

2.1. Lei da água (Decreto-Lei N.º58/2005 de 29 de Dezembro) – Directiva - Quadro da água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro)

A Directiva - Quadro da água introduz, pela primeira vez, no quadro legislativo, os conceitos de estado ecológico e de gestão da água ao nível da bacia fluvial. A adopção deste conceito surge, pela necessidade de se desenvolver um quadro de avaliação da qualidade da água mais abrangente, devido principalmente, ao facto de as águas de superfície se manterem com níveis relativamente elevados de poluição.

Para classificar o bom estado ecológico (água de boa qualidade e em quantidade suficiente para permitir que as espécies que ocorrem naturalmente vivam e se reproduzam) é necessário avaliar conjuntamente elementos de qualidade físico-química, biológica e

hidromorfológica.

O objectivo principal da Directiva - Quadro é, como se encontra definido no artigo 1.º, estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores (dentro dos limites territoriais), das águas de transição (águas de superfície próximas da foz dos rios), das águas costeiras e das águas subterrâneas. Este enquadramento, para além de evitar a continuação da degradação e proteger o estado ecológico, permitindo o alcance do bom estado ecológico já referido, deve promover um consumo de água sustentável, baseado numa protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis, fomentar a adopção de medidas específicas para a redução gradual das descargas, das emissões e perdas de substâncias que apresentam um risco significativo para o ambiente aquático, assegurar a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evitar a agravação da sua poluição e, finalmente, contribuir para amenizar os efeitos das inundações e secas.

Com vista ao cumprimento dos objectivos ambientais desta directiva os estados membros devem, inicialmente, analisar e fazer um levantamento das características da região hidrográfica e dos impactos da actividade humana no estado das águas de superfície, bem como avaliar os custos económicos derivados da utilização da água (artigo 5.º). A partir dos resultados da referida análise, devem ser elaborados programas de medidas que se julguem adequadas para o cumprimento dos objectivos estabelecidos. As especificações técnicas necessárias para a realização desta análise são apresentadas nos anexos II e III da directiva em questão. Para as águas de superfície, por exemplo, as análises são desenvolvidas nas seguintes etapas: caracterização dos tipos dos meios hídricos de superfície; estabelecimento de condições de referência; identificação de pressões das actividades humanas; avaliação de impactos das pressões das actividades humanas.

A monitorização dos recursos hídricos, segundo a Directiva - Quadro, tem essencialmente duas finalidades. A primeira consiste na avaliação do estado das águas, sendo designada de monitorização de vigilância. Esta deve ser realizada durante um ano durante o período de vigência de cada Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica caso a monitorização de vigilância anterior tenha demonstrado que o meio hídrico em questão não atingiu o “estado ecológico”. Durante o processo de monitorização devem ser monitorizados parâmetros indicativos de todos os elementos de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química geral e os poluentes com descargas significativas na bacia, de modo a permitir a classificação do estado ecológico. A segunda, consiste na determinação do estado dos meios hídricos identificados como susceptíveis de não cumprirem os objectivos ambientais e a evolução do seu estado em resultado da aplicação dos programas de medidas, que é o objectivo da monitorização operacional. Neste tipo de monitorização são avaliados os parâmetros indicativos do(s) elemento(s) de qualidade mais sensíveis às pressões. Um terceiro tipo de monitorização, monitorização de investigação, pode ser aplicado quando as causas responsáveis pelo não

cumprimento de objectivos são desconhecidas ou ainda, nos casos de avaliação da extensão e impacte da poluição ambiental. A monitorização de investigação visa complementar as duas monitorizações anteriores.

O estado ecológico é classificado em cinco níveis (anexo V da directiva quadro), reflectindo a divergência entre as condições actuais e as condições de referência, ou seja, reflectindo os diferentes graus de alterações causadas pelas actividades humanas nos elementos de qualidade.

A classificação do estado ecológico é dada pelo pior dos resultados de monitorização dos elementos de qualidade biológica e de qualidade físico-química.

Segundo a directiva, os resultados obtidos pelos estados membros devem ser, no final, apresentados a nível Comunitário, de forma a garantirem a coerência entre a descrição qualitativa dos níveis de estado ecológico e a melhorar a comparabilidade entre os resultados dos sistemas de monitorização específicos dos diferentes estados-membros.

A Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) transpôs para ordem jurídica nacional a Directiva n.º2000/60/CE, acima referida.

2.2. Decreto- Lei 236/98 de 1 de Agosto - Objectivos mínimos de qualidade da água

No sentido de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos e de resolver o problema resultante da incompleta e, por vezes, incorrecta transposição das várias Directivas Comunitárias relativas à qualidade da água, foi criado o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto onde se estabeleceram normas, critérios e objectivos de qualidade. Ainda, numa perspectiva de protecção de saúde pública, de gestão integrada dos recursos hídricos e de preservação do ambiente, pretendeu-se com este decreto clarificar as competências das várias entidades intervenientes no domínio da qualidade da água.

Para a prossecução do primeiro objectivo este diploma define os requisitos a observar na utilização das águas para os seguintes fins: água para consumo humano onde se inserem as águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, águas subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano e água de abastecimento para consumo humano; águas para suporte da vida aquícola que se dividem em águas doces superficiais para fins aquícolas (águas piscícolas), águas do litoral e salobras para fins aquícolas (águas conquícolas) e águas do litoral e salobras para fins

aquícolas (águas piscícolas); águas balneares e; águas para rega. São igualmente definidas normas de descarga de águas residuais que se destinam a reduzir ou eliminar a poluição causada por estas no meio aquático e no solo, visando a protecção destes meios e da saúde pública. Neste sentido foram estabelecidos no Decreto-Lei valores limite de emissão (VLE), ou seja, “a massa, expressa em unidades específicas para cada parâmetro, a concentração ou o nível de uma emissão de determinada substância que não deve ser excedido durante um ou mais períodos determinados de tempo por uma instalação na descarga no meio aquático e no solo. Os VLE podem igualmente ser fixados para determinados grupos, famílias ou categorias de substâncias, designadamente os referidos no anexo XIX. A quantidade máxima pode ser expressa, ainda, em unidade de massa do poluente por unidade do elemento característico da actividade poluente (por exemplo, por unidade de massa de matéria-prima ou por unidade de produto) ” (Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto); valores máximos admissíveis (VMA) que corresponde ao “valor de norma de qualidade que não deverá ser ultrapassado” (Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto) e; valores máximos recomendados (VMR), isto é, “valor de norma de qualidade que, de preferência, deve ser respeitado ou não excedido” (Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto). Ainda neste diploma, encontram-se definidas valores máximos admissíveis para o cumprimento dos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Anexo XXI, Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto).

Capítulo 3

Bacia hidrográfica do rio
Cértima

Capítulo 3 – Bacia hidrográfica do rio Cértima

3.1. Enquadramento geográfico

A bacia hidrográfica do rio Cértima localiza-se na região Centro/Norte de Portugal continental (figura 2), estando integrada na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga. A bacia é delimitada pelos paralelos 4460000 e 4495000 N e pelos meridianos 530000 e 560000 E (coordenadas UTM), estando inserida na província da Beira Litoral e fazendo parte ainda das sub-regiões Baixo Vouga e Baixo Mondego (Ferreira, 2007).

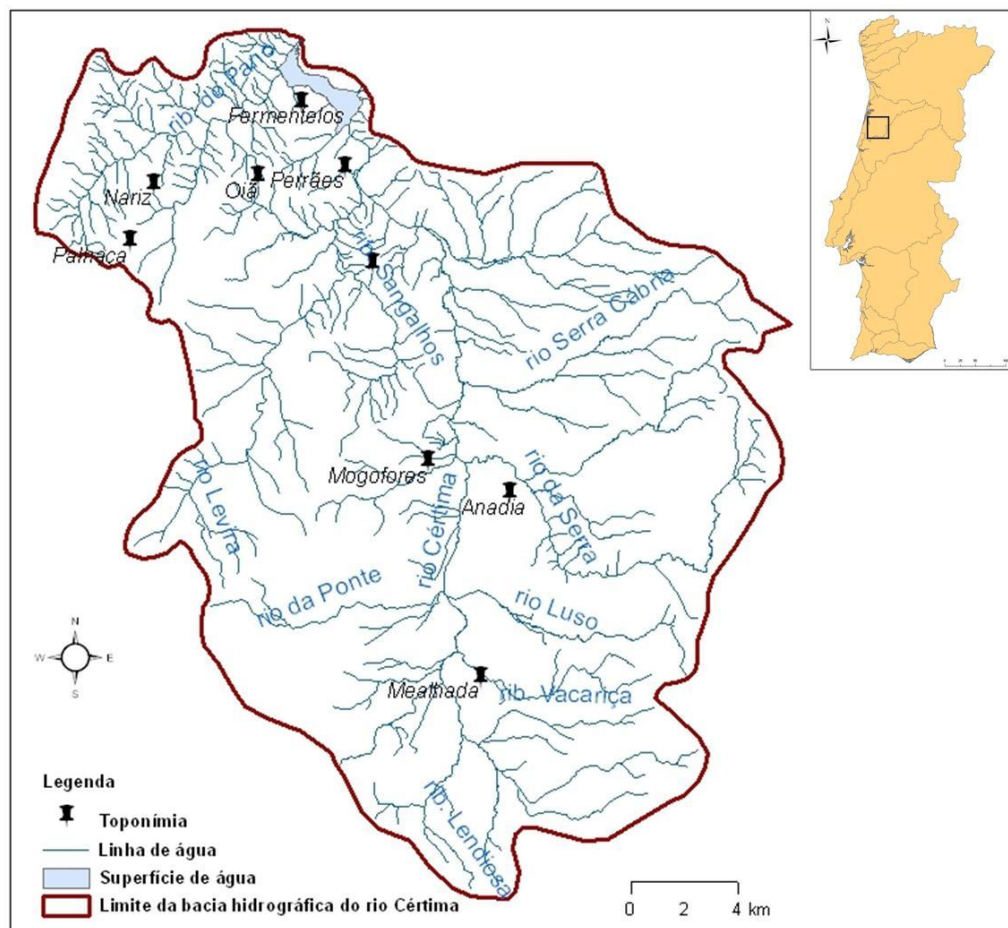


Figura 2: Localização da sub-bacia do rio Cértima no território português (obtida a partir de informação digital do IA, 2007).

O rio Cértima nasce da junção de vários afluentes, a uma altitude de 380m, na serra do Buçaco, a sudeste da cidade da Mealhada, sendo, no entanto, maioritariamente um rio de planície, com cerca de 90% da área situada abaixo dos 100m (Reis, 2000). Percorre uma

distância de 45km no sentido Sul-Norte, atravessando 4 concelhos do distrito de Aveiro: Mealhada, Anadia, Oliveira do Bairro e Águeda. A sua área de drenagem é de 538 Km² (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ vHLC/ FBO, 2002). No trecho final, perto da freguesia de Fermentelos, as águas do Cértima convertem-se numa lagoa natural (Pateira de Fermentelos), acabando por desaguar na margem esquerda do rio Águeda, junto da freguesia de Requeixo. A Pateira de Fermentelos constitui uma Zona Húmida classificada como sensível pelo Decreto-Lei N.º 152/97 de 19 de Junho e está integrada na Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro, pois constitui um importante ecossistema, rico em biodiversidade (Ferreira, 2007). A importância biológica resulta, em parte, da existência de *habitats* (caniçais) que permitem a nidificação de espécies protegidas e bastante raras como a águia-sapeira, a garça-vermelha, o rouxinol-pequeno-dos-caniços, *etc.* e ainda aves migratórias que encontram na zona alimento para acumularem energia. Em termos geológicos, a Pateira está localizada numa zona importante para a recarga dos aquíferos subterrâneos, razão pela qual se torna importante o constante controlo da qualidade da água dos seus afluentes (Sena, 2007).

3.2. Enquadramento fisiográfico

As características fisiográficas de uma bacia, tais como a precipitação, a forma da bacia ou o seu declive, a capacidade de descarga e de armazenamento do canal, bem como, as características hidráulicas dos solos e das rochas, da cobertura vegetal e das estruturas biológicas, condicionam a dinâmica do escoamento superficial da mesma sendo, por isso, importante quantificar algumas dessas interferências (Ferreira, 2007). O escoamento superficial consiste na altura de escoamento, na distribuição de velocidades e no transporte sólido. Este, por sua vez, é um factor importante na qualidade e variedade dos *habitats* que se formam no leito do rio, e que são ocupados pelas comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Meidel & Tsomides., 2003).

Neste subcapítulo são descritas algumas das características fisiográficas da área de estudo, a bacia hidrográfica do rio Cértima.

3.2.1. Geologia

A geologia de uma bacia condiciona o comportamento hidrológico do rio e determina em parte a composição química das suas águas (Ferreira, 2007) que, por sua vez, condiciona a distribuição e abundância das comunidades biológicas (Hauer & Resh, 2006). Além disso, a possibilidade do armazenamento de água nas reservas subterrâneas e a capacidade de circulação da mesma no ambiente subterrâneo depende das características geológicas dos terrenos que a formam (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

A análise tectono-estratigráfica de Portugal Continental, apresentada na figura 3, permite enquadrar a área de estudo no limite entre o extremo Norte da Orla Mesocenozóica Ocidental e o Maciço Hespérico (Zona Centro Ibérica) (Ferreira, 2007).

O contacto entre estas duas formações é feito por um importante alinhamento estrutural, a estrutura Porto – Tomar, também conhecida por falha de Coimbra, que na bacia do rio Cértima tem direcção Norte – Sul e limita a Zona Centro Ibérica a Oeste. Nesta zona de Portugal, os sedimentos depositados da Orla Mesocenozóica Ocidental cobrem as formações antigas da Zona de Ossa Morena (Ferreira, 2007).

As formações mais recentes da área de estudo são encontradas a ocidente da já referida falha de Coimbra, onde predominam afloramentos de rochas sedimentares, de características essencialmente detríticas, nas quais ainda não se verificaram notórias acções de metamorfismo. Estas formações são constituídas por materiais de diferentes fracções granulométricas, tais como siltes, argilas, areias, saibros, calhaus rolados, e por outras rochas sedimentares que integram os grés (a rocha sedimentar que é resultado da desagregação de diversas rochas e minerais, composta essencialmente por quartzo e feldspato), os arenitos, os calcários e as margas (rocha sedimentar carbonatada com percentagem variável de argila) (Manecas, 2006; Oliveira, 2008). Nesta zona surgem ainda terrenos de cobertura, de idade mais recente, correspondentes ao período do quaternário e terciário, que estão presentes no fundo dos vales.

3.2.1.1. Litoestratigrafia

De acordo com a figura 4, os conjuntos sedimentares da bacia do Cértima provêm de formações do Holocénio, do Plio-Pistocénico, do Pliocénico, do Cretácio, do Jurássico, do Triássico, do Pérmico-Carbónico, do Ordovício e do Pré-Câmbrico a Câmbrico.

Do Holocénio dominam os aluviões de natureza silto-argilosa, com bastante matéria orgânica, exibindo, localmente no rio Cértima, sedimentos mais grosseiros, como areia, areão e algum seixo de quartzo e quartzito (Ferreira, 2007). De um modo geral, estas formações estão cobertas por uma primeira camada de terra vegetal, mais ou menos argilosa ou arenosa, seguindo-se, mais em profundidade, os terrenos aluvionares propriamente ditos, os

quais assentam sobre camadas mais antigas pertencentes ao Jurássico ou Cretácico, ou em depósitos do Plio-Plistocénico.

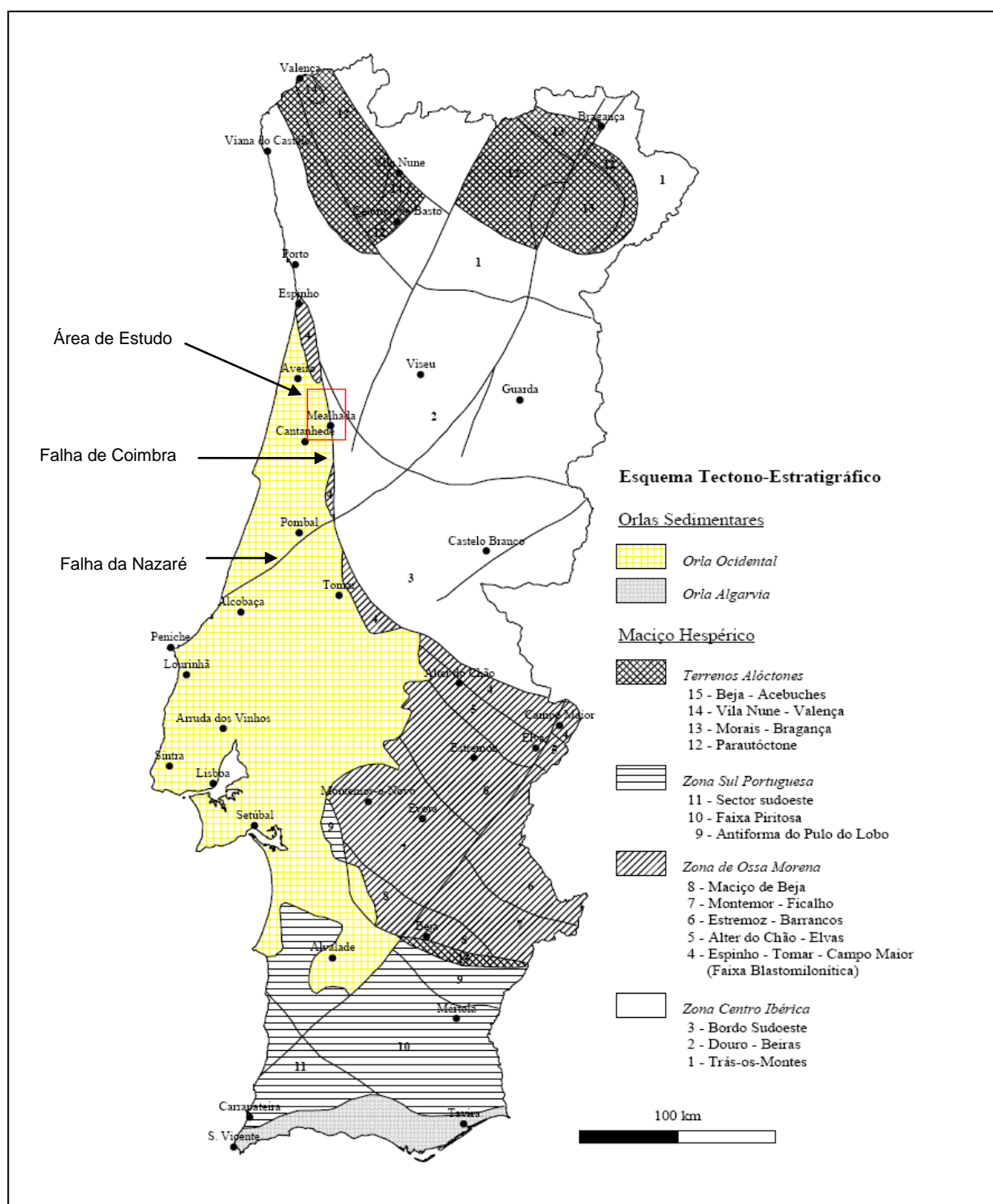


Figura 3: Esquema Tectono-Estratigráfico de Portugal Continental (adaptado da Carta Geológica de Portugal, escala 1:1 000 000, de 1992, segundo Ferreira, 2000), com enquadramento da área de estudo.

Os depósitos aluvianares ocorrem principalmente nas margens e leito do rio Cértima e nas do afluente rio da Serra, alargando-se na área correspondente à Pateira de Fermentelos (Manecas, 2006).

Os depósitos de praias antigas, que afloram sobretudo a sul da linha Palhaça-Sangalhos (Mogofores) e a sul de Anadia, registando-se algumas manchas a Noroeste e a Sudeste da Pateira de Fermentelos a ainda na zona de Oiã, pertencem ao Plio-Plistocénio. Estes depósitos são constituídos por areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados e argilas, apresentando reduzida espessura, por vezes inferior a 1m (Ferreira, 2007).

Do Cretácio dominam os arenitos, arenitos arcóscicos, calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos e margas abrangendo áreas como a freguesia de Fermentelos e Requeixo. As formações de arenitos e arenitos arcóscicos estão representadas na faixa Noroeste da bacia do Cértima. Algumas manchas de conglomerados, calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos e margas aparecem na margem esquerda do Cértima, na faixa Sudoeste.

Do Jurássico estão presentes os calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos e margas. Estes sedimentos jurássicos assentam sobre o substrato paleozóico ou sobre os arenitos triássicos. De um modo geral, são formações rochosas duras, com exceção do substrato margoso, que no seu topo apresenta menor resistência, mas que, à medida que se avança em profundidade, se torna mais duro. Estas formações observam-se com maior expressão na margem esquerda do rio Cértima, a sul de Mogofores. Nesta zona, encontram-se ainda formações de transição entre calcários gresosos e grés calcário. No Castro de Anadia, encontram-se, o grés, geralmente muito duro, de cor verde azeitona ou avermelhado, passando estes a calcários dolomíticos em alguns pontos (Manecas, 2006).

As formações de grés vermelhos conglomerados, margas e calcários geralmente dolomíticos do Triássico concentram-se na zona de Anadia e para Sul desta. Assentam, normalmente, nos xistos e conglomerados do Permo-Carbónico. Nesta zona, encontram-se colinas de forma arredondada, com vales encaixados, que evidenciam a transição do relevo marcado pelas formações pertencentes ao Maciço Hespérico, da depressão da Orla Ocidental.

As formações de grés avermelhado são geralmente muito compactas, verificando-se no entanto que, no topo, o grés se encontra descomprimido e arenizado, sendo representado por areias médias a silte de cor avermelhada.

Do Pérmico-Carbónico estão presentes conglomerados e xistos carbonosos que ocorrem, maioritariamente, numa faixa desde a região Este do concelho de Anadia até ao concelho da Mealhada.

Do Ordovício estão representados na bacia hidrográfica do Cértima os quartzitos, xistos, anfíbolitos, micaxistos, grauvaques quartzitos, rochas carbonatadas e gnaisses. Os quartzitos

dispõem-se em faixas estreitas, com a forma de cristas de grande desenvolvimento espacial, com direcções NW-SE, assentando em discordância angular sobre o complexo Xisto-Grauváquico. Segue-se “um leito conglomerático” que passa a grauvaque argiloso e xistos cor borra de vinho. Estas formações estão representadas na parte oriental da margem direita da bacia do Cértima, na Serra do Buçaco, formando relevos mais acentuados.

Do Pré-Câmbrico Superior ao Câmbrico dominam os xistos e grauvaques. Caracterizam-se pela ocorrência de uma sequência do tipo *flysch*, chamado complexo Xisto-Grauváquico sendo os quartzitos da base do Ordovício discordantes em relação a este complexo. Esta formação encontra-se igualmente a oriente. Devido à erosão diferencial, os grauvaques e grés quartzíticos destacam-se pela sua elevada dureza. Em alguns locais das zonas mais planas, as rochas sofreram meteorização, dando origem a um solo residual de natureza argilo-siltosa (Ferreira, 2007).

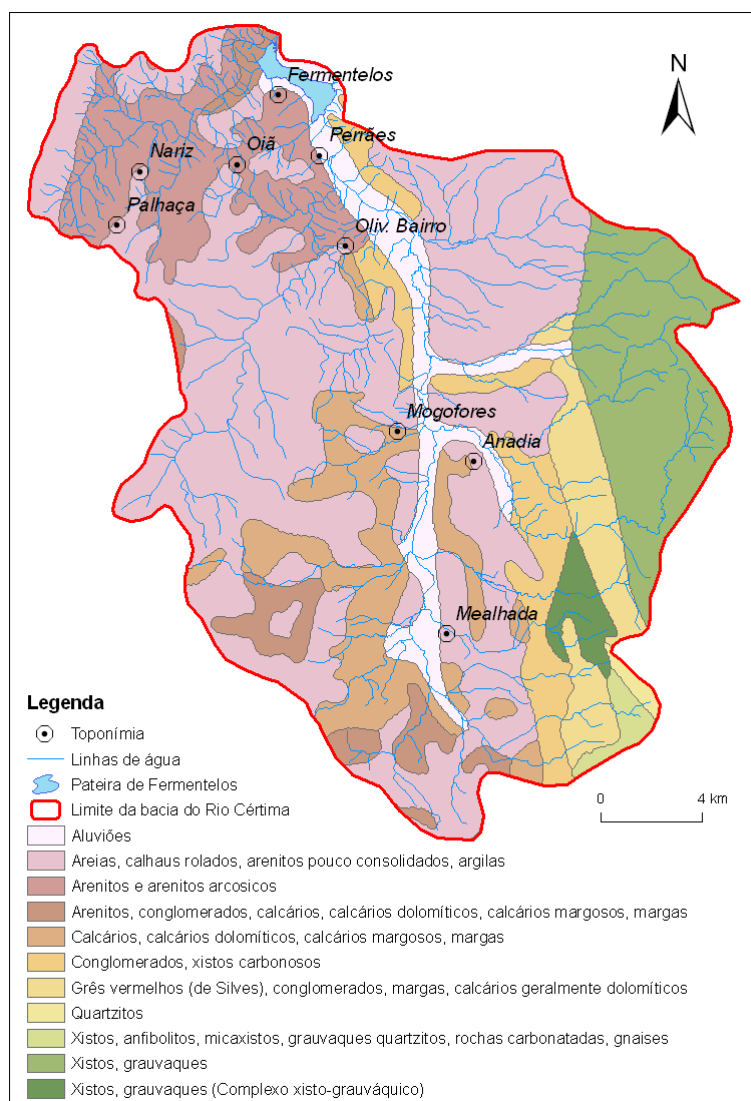


Figura 4: Constituição geológica da bacia do rio Cértima.

3.2.2. Clima

A precipitação e a temperatura destacam-se como sendo os factores climáticos que mais influenciam o regime hidrológico, na medida em que condicionam a quantidade, o tipo e a distribuição anual do escoamento (Reis, 2000). A composição química da água e o pH são igualmente influenciados pela precipitação. A temperatura do ar condiciona o regime de temperatura da água do rio, sendo especialmente determinante em processos de evapotranspiração. A temperatura da água do rio, por sua vez, afecta directamente as condições abióticas da água (oxigénio dissolvido na água, pH, etc.) e a diversidade das espécies (VICAIRE, 2006).

A bacia hidrográfica do rio Cértima, numa classificação de Daveau (1980), tal como citada em Almeida (1988), insere-se “na região climática de tipo marítimo da fachada atlântica”, apresentando um “clima térmico ainda muito suave, mas com alguns dias de forte calor ou de frio sensível (...) relativamente chuvoso e caracterizado por forte e persistente nebulosidade (Almeida, 1988).

Na figura 5, é apresentada a caracterização climática da área de estudo efectuada por Sena (2007), à escala local, com referência às médias mensais da precipitação, temperatura, vento, insolação e humidade relativa. No estudo utilizaram-se dados de precipitação registados no período de 1932 a 2006, provenientes do posto pluviométrico localizado em Oliveira do Bairro (542925 m E, 4485000 m N), que pertence à rede meteorológica do INAG. Os valores de temperatura, velocidade do vento a 6 m do solo e insolação provêm da estação meteorológica da Universidade de Aveiro (528775 m E, 4498375 m N), tendo sido registados no período de 1980 a 2006. A humidade relativa foi obtida a partir da estação meteorológica de S. Jacinto. Assume-se que a generalização destes dados à totalidade da área de estudo não apresenta um desvio significativo da realidade da bacia.

Os dados de precipitação mensal acumulada demonstram que, no período de 74 anos analisado, existem três meses com muita pluviosidade - Novembro, Dezembro e Janeiro, com médias de precipitação mensal acumulada de 140 a 158 mm, contrariamente aos meses de Junho, Julho e Agosto, com média de precipitação mensal acumulada tomando valores abaixo dos 40 mm. Os picos de precipitação ocorrem nos meses de Novembro e Dezembro, onde se registaram precipitações de 480 e 540 mm, respectivamente. A precipitação é resultante de massas de ar mediterrânicas e atlânticas, no entanto, atendendo à orientação desta bacia, é de esperar que a porção de precipitação que mais contribui para o escoamento seja a atlântica.

A bacia é classificada como uma região moderadamente húmida, com uma precipitação anual média entre 1000 a 1500 mm, com mais de 70 % da precipitação total anual a cair entre

os meses de Outubro e Abril (Almeida, 1988; Pinho *et al.*, 1988; Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ vHLC/ FBO, 2002).

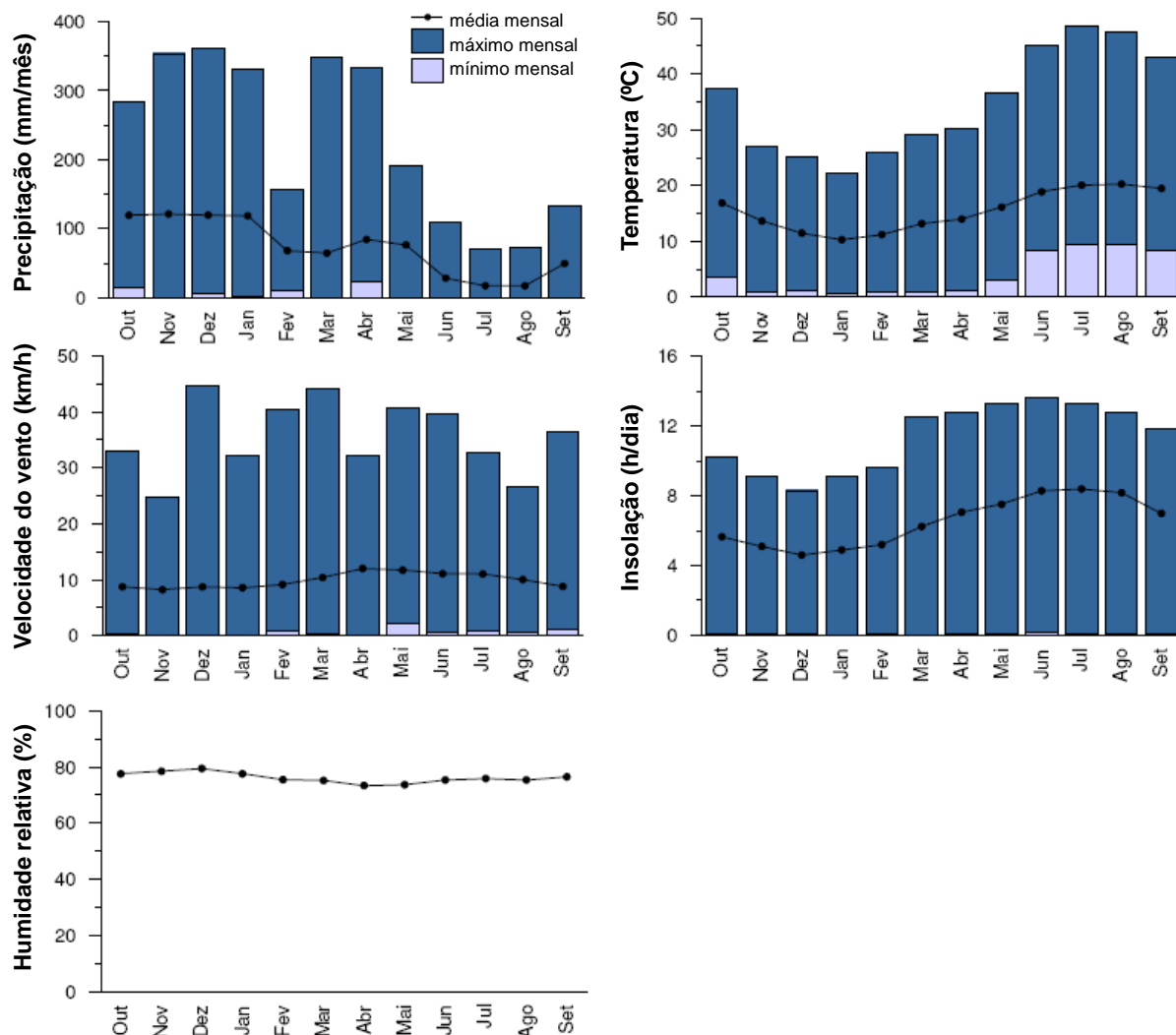


Figura 5: Valores médios, máximos e mínimos mensais de precipitação, temperatura, velocidade do vento, insolação e humidade relativa registados nas estações meteorológicas referidas no texto (retirado de Sena, 2007).

Na área de estudo as temperaturas apresentam valores mais elevados nos meses de Junho a Setembro e valores mais baixos de Dezembro a Fevereiro, atingindo-se o valor máximo de 39°C em Junho e 0°C em Janeiro. É de realçar que devido ao facto de o limite mais ocidental da bacia do rio Cértima se localizar a 20 km da costa e ao facto de a zona sofrer “influência da linha de cumeada que a separa do rio Boco (afluente da Ria de Aveiro) que a protege do efeito amenizante do oceano Atlântico, a amplitude térmica é, em princípio, maior que a amplitude térmica registada na estação meteorológica da Universidade de Aveiro

que, por se localizar a cerca de 8 km da costa, na planície da Ria de Aveiro, sofre maior influência da atenuação das amplitudes térmicas proporcionada pelo oceano” (Sena, 2007).

A variação anual da insolação é, como se verifica na figura 5, muito semelhante à variação anual da temperatura. Em média, a bacia do Cértima está sujeita a cerca de 2400 horas de insolação anual, o que corresponde a pouco mais de metade da máxima possível (Almeida, 1988).

Os dados relativos ao vento demonstram que a velocidade média do vento é relativamente constante, variando entre 8.2 e 12 km/h. De Abril a Julho registam-se as velocidades médias do vento mais elevadas, sendo, no entanto, registadas velocidades máximas de vento de 45 km/h nos meses de Dezembro e Março.

3.2.3. Relevo

O relevo condiciona a distribuição da precipitação, da temperatura e, conseqüentemente, da evapotranspiração numa bacia hidrográfica (Reis, 2000). O declive dos terrenos exerce influência directa sobre a velocidade de escoamento superficial, afectando, portanto, o tempo que a água da chuva leva para se concentrar nas linhas de água de uma bacia hidrográfica. Da velocidade do escoamento sobre os terrenos da bacia estão dependentes a magnitude dos picos das cheias, a maior ou menor probabilidade de infiltração e a susceptibilidade à erosão dos solos (Baud, 1999).

Na bacia do rio Cértima, como se verifica na figura 6, encontram-se morfologias distintas.

A zona oriental da margem direita do rio Cértima, onde dominam os xistos e grauvaques pertencentes ao Maciço Hespérico, apresenta um relevo bastante acidentado, uma rede hidrográfica relativamente densa e vales encaixados. Esta configuração morfológica é determinada pelas serras do Caramulo e do Buçaco. As altitudes máximas ultrapassam os 300m (Almeida, 1988). É ainda nesta zona da bacia que estão concentrados os declives mais acentuados com valores superiores a 30% para cotas de terreno superiores a 300 m (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

A restante área da bacia, compreendendo o Vale do Cértima, apresenta um relevo menos acidentado, com colinas de vertentes relativamente suaves e cumes aplanados que raramente ultrapassam os 70 m e onde domina a geologia da Orla Mesoceno-zóica Ocidental. Os vales são largos e em caleira, possibilitando uma agricultura diversificada e é nesta zona que se encontram instalados os principais aglomerados populacionais da bacia (Almeida, 1988). Os declives desta área raramente ultrapassam os 5%, embora alguns se situem entre os 5 e os 10% (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

O declive da linha de água principal é de 1.24% (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ HLC/ FBO, 2002).

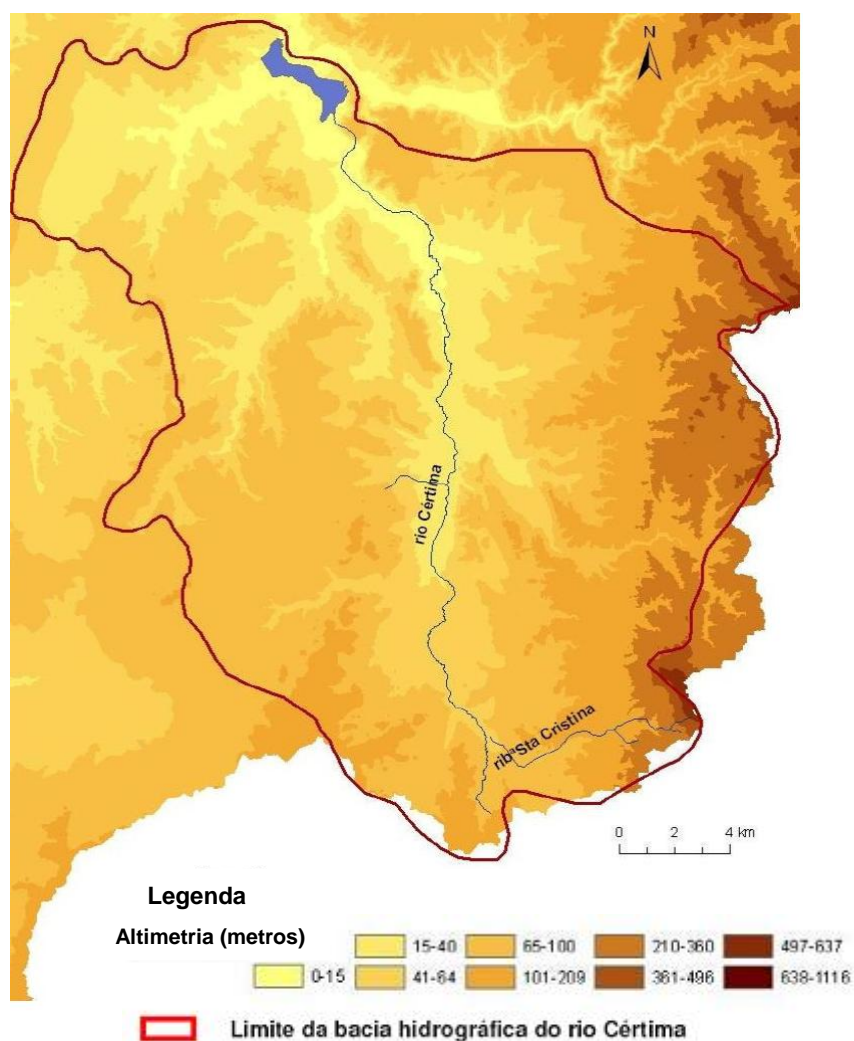


Figura 6: Representação do relevo na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do (IA, 2007).

3.2.4. Hidrografia

Baud (1999) define bacia hidrográfica (ou de drenagem) de um curso de água como a área de terreno, limitada topograficamente pelas linhas de fecho (ou de cumeada) que a separam das suas confinantes, qualquer que seja o grau na hierarquia da ramificação, no interior da qual toda a água que atinge o solo é interceptada e drenada através de canais de escoamento, para o mesmo ponto. O comprimento da linha de separação topográfica corresponde ao perímetro da bacia. Esta é constituída por um rio principal e seus afluentes,

hierarquizando os rios de menor volume para os de mais elevado caudal que vão das partes mais altas da bacia para as mais baixas. O estudo das ramificações e do desenvolvimento da rede de drenagem indica o maior ou menos tempo de percurso da água pela bacia hidrográfica.

O rio principal da bacia hidrográfica do rio Cértima, o Cértima, nasce na Rib.^a de Sta Cristina, na Serra do Buçaco, a cerca de 380 metros de altitude. Percorre aproximadamente 45 km até desaguar na margem esquerda do rio Águeda, na zona imediatamente a montante da confluência deste com o rio Vouga (Sena, 2007). Os últimos 5 Km do rio Cértima correspondem à Pateira de Fermentelos. Com uma orientação geral Sul-Norte, o traçado do rio Cértima é praticamente rectilíneo e paralelo ao contacto do Maciço Hespérico com as formações da Orla Mesoceno-zóica Ocidental. O rio Cértima apresenta uma variabilidade significativa do seu caudal, conforme as diferentes épocas do ano ou os diferentes trechos que o compõem, exibindo, na parte final do seu troço, uma extensa planície aluvial que se encontra muitas vezes inundada por cheias (Ferreira, 2007).

A rede hidrográfica do rio Cértima e seus afluentes pode ser classificada como dendrítica, na medida em que é bastante ramificada, havendo um curso de água, normalmente na base das vertentes, ao qual afluem linhas de água de menores dimensões, aproximadamente na perpendicular a este, mas geralmente, com maior declive (Sena, 2007). Os principais afluentes da margem esquerda são, de montante para jusante, a ribeira da Lendiosa que se junta à ribeira de Canedo (corresponde ao troço entre a ribeira de Santa Cristina e o rio Cértima propriamente dito), na parte inicial da bacia, contribuindo para o engrossamento do Cértima, o rio da Ponte (que desagua nas imediações de Vimieira), o rio Levira (que desagua junto a Perrães) e a ribeira do Pano (que desagua na Pateira de Fermentelos). Na margem direita do Cértima afluem, de montante para jusante, o rio da Serra (Sul), ou da Grada (que passa pelo Luso), o rio da Serra, ou da Vila (que desagua perto de Mogofores) e o rio da Serra da Cábria (que desagua nas imediações de Avelãs de Caminho) (figura 2) (Ferreira, 2007).

A presença da Pateira de Fermentelos no troço final do rio Cértima condiciona o escoamento superficial nesta zona. O rio Cértima representa a principal entrada de água superficial da Pateira de Fermentelos e o rio Águeda constitui o seu nível de base que, em casos excepcionais e concretos, pode impedir o escoamento da lagoa ou até mesmo alimentá-la – efeito de regolfo ou refluxo (Sena, 2007). Ainda segundo Sena (2007), este efeito parece reflectir três factores: a semelhança da cota de superfície dos rios Cértima, Águeda e Vouga nesta zona; a proximidade do nível dos rios ao nível médio da água do mar, na zona da Pateira, o que permite que as marés influenciem o nível dos rios nesta mesma zona; e os distintos tempos de crescimento no ponto de confluência entre estas linhas de água.

Deste modo, apresentam-se alguns aspectos morfológicos, das bacias hidrográficas do Cértima e do Águeda, que mais contribuem para a propensão de cheias.

3.2.4.1. Caracterização morfológica da bacia hidrográfica do rio Cértima

A rede de drenagem, a forma e o relevo de uma bacia hidrográfica condicionam o seu comportamento hidrológico, nomeadamente o escoamento superficial (Reis, 2000).

Na tabela 1 apresentam-se alguns índices e valores morfológicos que evidenciam a heterogeneidade morfológica entre sub-bacias que pertencem à bacia hidrográfica do rio Vouga, permitindo classificá-las em sub-bacias de 1ª, 2ª ou 3ª ordem. Destas, é de destacar a bacia do Cértima.

Na caracterização da forma da bacia hidrográfica do rio Cértima, apresentada no Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/ vHLC/ FBO, (2002), foram utilizados o índice de Gravelius e o coeficiente de Lemniscata. O índice de Gravelius compara a forma da bacia com a de um círculo, relacionando o perímetro da bacia P com o perímetro de um circular de igual área. Quanto mais próximo da unidade for este índice mais arredondada é a forma da bacia. O índice de Lemniscata compara a forma da bacia a uma lemniscata (figura geométrica em forma de oito, ou em forma de hélice).

A forma da bacia condiciona o tempo de concentração das águas originando, por isso, uma maior ou menos propensão para a ocorrência de cheias. De acordo com os índices de forma indicados, bacias com forma menos alongada, como é o caso da bacia do Cértima, apresentam uma considerável propensão para a ocorrência de cheias.

A eficiência do escoamento fluvial é normalmente avaliada através de parâmetros quantitativos como é o caso da densidade de drenagem, parâmetro que indica a frequência ou a quantidade de cursos de água existentes por unidade de superfície. O estudo efectuado por Reis (2000) permitiu concluir que na sub-bacia do Cértima a densidade hidrográfica é maior na zona oriental mais acidentada (margem direita do rio Cértima). Este facto poderá estar relacionado com uma menor infiltração nos terrenos xistosos da margem direita que presumivelmente facilitaram o escavar de talvegues pelo escoamento superficial, enquanto que para ocidente, o relevo mais aplanado e a própria litologia favorecerão uma maior infiltração, implicando um menor escoamento superficial. Os valores baixos dos índices de massividade e orográfico e o declive médio da bacia do Cértima, apresentados na tabela 1, são indicativos do relevo aplanado e pouco acentuado que, segundo Sena (2007), se verifica em 76,8% da área da bacia do Cértima.

Estes estudos permitiram concluir que o rio Cértima apresenta uma elevada probabilidade de ocorrência de cheias, sendo de realçar a importância do efeito de armazenamento de água na Pateira de Fermentelos que pode contribuir para retardar o pico de cheia do rio Cértima, no ponto de confluência com o rio Águeda (Sena, 2007).

Tabela 1: Parâmetros morfológicos da bacia hidrográfica do Vouga e de algumas sub-bacias (adaptado de Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ vHLC/ FBO, 2002).

Parâmetros morfológicos	Unidades	Bacia principal	Sub-bacias			
		rio Vouga na foz da ria	1ª ordem	2ª ordem	3ª ordem	
			rio Águeda	rio Cértima	rio da Serra	rio Levira
Área da bacia	(km ²)	3571	975	538	78	107
Perímetro da bacia	(km)	764	240,7	160,7	66,2	73,4
Comprimento da linha de água principal	(km)	133	70,9	45,1	22,7	25,2
Declive da linha de água	(%)	0,84	1,50	1,24	2,38	0,39
Gravelius	-	3,580	2,159	1,939	2,093	1,989
Índices de forma Lemniscata	-	0,343	0,577	0,589	0,642	0,655
Forma	-	alongada	alongada	arredondada	alongada	arredondada
Mínima	(m)	0	4	4	23	7
Altitude da bacia Máxima	(m)	1116	1067	563	563	106
Média	(m)	263	233	93	191	57
Máximo	(%)	56	46	42	42	23
Declives da bacia Médio	(%)	7	8	5	12	2
Desvio padrão	(%)	8	8	6	8	2
Massividade	-	0,07	0,24	0,17	2,44	0,53
Coeficientes de relevo Orográfico	-	19,37	55,7	16,08	465,23	30,42
Tipo de relevo	-	pouco acentuado	acentuado	pouco acentuado	acentuado	acentuado

3.2.4.2. Análise dos caudais do rio Cértima

O caudal é função do volume de água num rio e da velocidade da mesma, exercendo impacto na qualidade da água do rio e nos organismos e habitats aquáticos. Geralmente rios mais caudalosos apresentam maior capacidade de diluição e de auto degradação de poluentes e maiores níveis de oxigénio dissolvido (Dohner *et al.*, 1997).

O estudo dos caudais médios diários do rio Cértima foi baseado na análise efectuada por Sena (2007) aos dados contínuos de caudal médio diário medidos na ponte de Requeixo, no rio Cértima, entre 1980 e 1984, obtidos no SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) e que são actualmente os mais recentes disponíveis. Estes dados revelaram que o rio Cértima, na ponte de Requeixo, apresentou um caudal médio de 27,32 m³/s com uma mediana de 6,71 m³/s e um caudal instantâneo médio de 397,49 m³/s.

A partir dos mesmos dados de caudal e de dados de precipitação diária acumulada registados no posto udométrico de Oliveira do Bairro, para o mesmo período, Sena (2007) construiu os hidrogramas e hietogramas correspondentes (Anexo B). Da sua análise, verifica-se que, de um modo geral, os dias de maior precipitação constituem os dias de maior caudal. Os meses menos caudalosos correspondem aos meses de Verão (Julho, Agosto e

Setembro).

3.2.5. Solo e Vegetação

3.2.5.1 Classificação dos solos

A litologia e o relevo do solo condicionam a distribuição e a tipologia do mesmo (Ferreira, 2007). Por sua vez, a distribuição e proporção dos diversos constituintes do solo definem o seu tipo.

O estudo sobre o solo da bacia do rio Cértima, efectuado por Ferreira (2007), seguiu a classificação apresentada no Atlas do Ambiente (IA, 2007) e permitiu a obtenção da figura 7. Segundo esta classificação, na bacia do rio Cértima encontram-se três tipos de solo: Cambissolos (solos condicionados pela sua juventude), Podzóis (solos condicionados por movimentos pronunciados de argilas ou materiais férricos e húmidos) e Fluviolosos (solos condicionados pelo relevo).

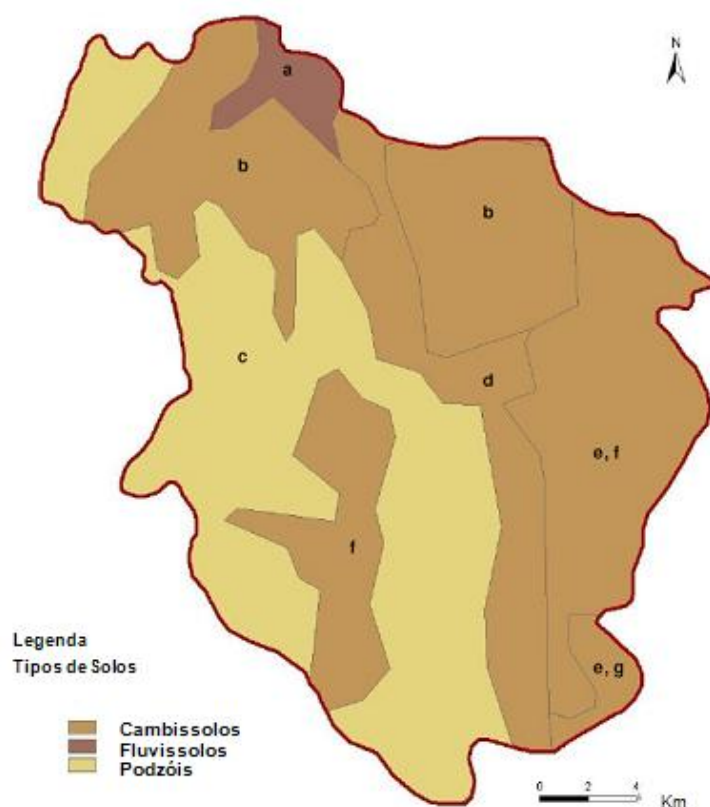


Figura 7: Tipologia dos solos na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do (IA, 2007): a - Fluviolosos éutricos; b - Cambissolos húmicos (rochas sedimentares post-Paleozóicas); c - Podzóis órticos; d - Cambissolos crómicos; e - Cambissolos húmicos (xistos); f - Cambissolos cálcicos; g - Cambissolos húmicos (quartzitos do Ordovício).

Os Cambissolos são os mais representados na bacia. Trata-se de solos em fase inicial de formação que derivam dos granitos, xistos, quartzitos ou ainda de algumas das rochas sedimentares. Podem ser ligeiramente argilosos, húmicos (ricos em matéria orgânica) ou dístricos (ácidos). No grés do Triásico ocorrem com uma cor avermelhada e são classificados como crómicos enquanto que, nos terrenos com unidades carbonatadas do Jurássico e Cretácico se caracterizam por serem calcários, sendo classificados como cálcicos (Reis, 2000). Este tipo de solo domina nas áreas mais húmidas e de relevo mais acentuado (Ferreira, 2000), estando mais susceptível à erosão (Reis, 2000).

Os Podzóis órticos aparecem na bacia, também com elevada representação. Caracterizam-se por serem solos espessos (Reis, 2000) e pela abundância em ferro, alumínio e/ou matéria orgânica, desenvolvendo-se normalmente nas formações detríticas arenosas (Ferreira, 2000).

Os fluvisolos êutricos surgem apenas na zona envolvente da Pateira de Fermentelos. São solos não ácidos de aluvião, pouco desenvolvidos. Apresentam-se em depósitos estratificados de sedimentos fluviais, lacustres ou marinhos recentes, particularmente em zonas periodicamente inundadas (Ferreira, 2000).

3.2.5.2. Vegetação e ocupação do solo

A cobertura vegetal da bacia do rio Cértima é influenciada pelo clima regional, encontrando-se espécies como: o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), que ocorre em manchas bem individualizadas nas zonas de cota mais elevada, nomeadamente na Serra do Caramulo, e em terrenos da Orla Mesocenozóica Ocidental (Reis, 2000); o pinheiro manso (*Pinus pinea*); o sobreiro (*Quercus suber*); o carvalho roble (*Quercus robur*) e; o castanheiro (*Castanea sativa*). A espécie dominante é o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) que, devido ao seu valor económico, tem vindo cada vez mais a substituir o pinheiro bravo e o carvalho roble. Salienta-se ainda a presença de espécies ripícolas como o salgueiro (*Salix sp.*), choupos (*Populus sp.*), amieiros (*Alnus glutinosa*), ulmeiros (*Ulmus sp.*) e freixos (*Fraxinus sp.*). Nas áreas mais baixas da bacia encontram-se espécies termófilas, menos exigentes em água, como é o caso da oliveira (*Olea europea*) e da vinha, que ocupa um lugar de destaque na Região Demarcada de Vinhos da Bairrada e cujos limites abrangem a maior parte da bacia. As espécies arbustivas distribuem-se de acordo com a variação da altitude e com a constituição geológica do terreno. Nos solos xistosos dominam as urzes (*Erica cinerea*, *Erica umbellata* e *Calluna ladaniferus*). Nas zonas altas, aparecem espécies melhor adaptadas aos climas temperados marítimos como o tojo (*Ulex europaeus*), a urze e a carqueja (*Chamaespartium tridentatum*), e espécies de climas continentais como as estevas (*Cistus ladaniferus*) (CMA, 1994; CMM, 1994; CMO, 1994).

Na figura 8 estão representados a distribuição e o tipo de ocupação do solo na bacia do rio

Cértima.

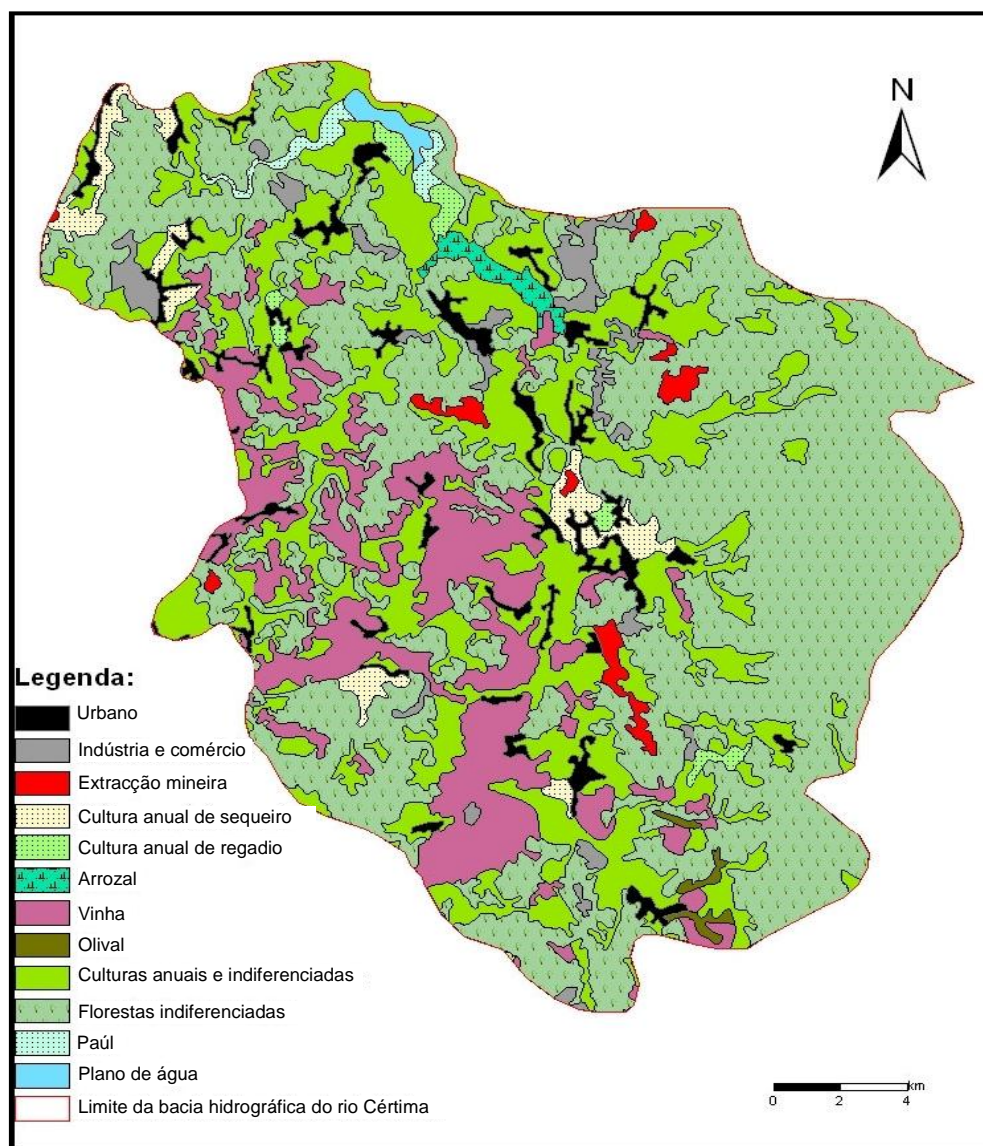


Figura 8: Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Cértima, a partir de informação digital CORINE LAND COVER 2000 (adaptado de IA, 2000).

Verifica-se que aproximadamente metade da área da bacia (com maior expressão na zona oriental, de relevo mais acentuado) é ocupada por florestas indiferenciadas onde se incluem as espécies folhosas, resinosas e mato que do ponto de vista hídrico apresentam comportamentos semelhantes. As áreas ocupadas por este tipo de florestas normalmente não produzem poluição quer pontual, quer difusa. Trata-se de uma ocupação que exerce grande influência na distribuição da água da chuva, retardando a sua chegada ao solo através de fenómenos de interceptação, escoamento pelos troncos e retenção na camada de restos orgânicos que cobre o solo, e consequentemente atrasa a velocidade de acumulação de água na superfície que contribui para a escorrência superficial (Ferreira, 2007; Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

A zona ocidental, mais baixa e aplanada e com maior aptidão agrícola, é maioritariamente ocupada por culturas anuais e indiferenciadas, seguida da vinha (Reis, 2000). Nesta zona encontram-se ainda culturas de regadios e arrozais e culturas de sequeiro. As culturas de regadio e arrozais estão relacionadas com uma agricultura intensiva e indutora de poluição agrícola do tipo difuso. É um tipo de ocupação que constitui um dos grandes consumidores de água na bacia. As culturas de sequeiro são um tipo de agricultura extensiva e de subsistência, que não é, geralmente, muito utilizador de agroquímicos. Verifica-se algum consumo de água utilizado em regas de complemento. Os índices de erosão são normalmente elevados devido ao não uso dos solos na época das chuvas mais intensas (Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/vHLC/ FBO, 2002).

Da figura 8 constata-se que, as áreas urbanas prevalecem na zona mais litoral da bacia, de uma forma dispersa. Destacam-se os núcleos populacionais da Mealhada, Anadia, Oliveira do Bairro e ainda algumas freguesias do concelho de Águeda. A maioria das 2117 empresas industriais, identificadas na Região da Bairrada, concentra-se nestes concelhos. Esta localização está ligada às acessibilidades e às necessidades de recursos naturais das indústrias, nomeadamente os recursos hídricos (ACIB, 2007).

São visíveis ainda, na bacia do rio Cértima, explorações mineiras que estão actualmente abandonadas. Estas localizam-se, predominantemente, no concelho de Anadia e de Oliveira do Bairro. Este tipo de ocupação do solo é uma fonte de poluição difusa, devido, por exemplo, aos escorrimentos de produtos derivados do petróleo usados no equipamento das pedreiras (Reis, 2000).

3.3. Caracterização socioeconómica

3.3.1. Ocupação demográfica

A ocupação demográfica na bacia do rio Cértima é influenciada quer pelas suas características naturais quer pelas características que têm vindo a ser introduzidas pelo Homem.

Características naturais do solo e o relevo acentuado parecem ter conduzido a uma ocupação predominantemente litoral (Ferreira, 2007).

As acessibilidades, localizadas na região mais litoral, contribuíram igualmente para a ocupação preferencial e têm sido determinantes para o crescimento urbano e industrial da

zona. A Linha ferroviária do Norte atravessa a bacia a ocidente. Das redes rodoviárias destacam-se, como rodovias principais, a auto-estrada do Norte, A1 e a estrada nacional, EN1 e, ainda, algumas rodovias secundárias como a EN235 que faz a ligação Mealhada - Aveiro e a EN233 que liga Oliveira do Bairro a Águeda.

Na bacia hidrográfica do rio Cértima destacam-se os concelhos de Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro. Na tabela 2 apresentam-se os dados da população e a área destes concelhos. Com o intuito de facilitar a visualização da intensidade de povoamento dos mesmos concelhos é apresentada, ainda na tabela 2, a densidade populacional. Esta é expressa através da relação entre o número de habitantes de uma dada área territorial e a área desse território (hab/Km²). É de realçar que este indicador tem em conta a área total do território e, por isso, não permite tirar conclusões directas sobre o grau de dispersão da população (um território com uma população pouco dispersa pode apresentar uma baixa densidade populacional ou vice-versa).

Tabela 2: Distribuição da população por municípios (INE, 2006).

Municípios	Habitantes	Área(ha)	Densidade populacional (hab. /km ²)
Águeda	49 912	33530	148,9
Anadia	31 660	21660	146,1
Mealhada	21 915	11070	198,0
Oliveira do Bairro	22 966	8730	263,0

3.3.2. Actividades económicas

A bacia hidrográfica do rio Cértima abrange grande parte da denominada Região da Bairrada, cujo nome tem origem na natureza dos solos predominantes na zona – os barros, que indirectamente determinaram a distribuição das actividades económicas desta zona.

As actividades económicas da população englobam os três sectores de actividade económica: o sector primário, secundário e terciário. Estão incluídas, no sector primário, actividades como agricultura, pecuária, actividades extractivas e exploração florestal. Do sector secundário fazem parte a produção industrial e agro-industrial, como as indústrias de transformação, construção e equipamentos. Os serviços, actividades de turismo, lazer e recreio constituem o sector terciário. A população activa distribuída pelos vários sectores de actividade económica é apresentada na tabela 3.

Na região da Bairrada a estrutura económica ainda revela um grande peso de uma agricultura pobre, sendo a produtividade na agricultura apenas 2/3 da média nacional. No entanto, o sector secundário apresenta alguns sectores com produtividade na média nacional,

bem inseridos nas actividades de competitividade nacional e internacional. São exemplos as cerâmicas, os produtos metálicos, os moldes, os componentes automóveis, aglomerados de madeira e pasta de papel e o vidro.

O turismo assume elevado realce na região, sendo uma importante fonte económica. Os principais interesses turísticos são a paisagem e os seus contrastes, as termas da Curia, no concelho de Anadia e as termas do Luso, no concelho da Mealhada ou ainda, factores de atracção turística como a gastronomia, onde se inclui o conhecido “Leitão da Bairrada” e os vinhos e produtos vitivinícolas de qualidade certificados (ACIB, 2007)

Tabela 3: Distribuição da população activa, segundo o sector de actividade, nos concelhos principais da bacia do rio Cértima (CCDR –C, 2008).

Indicador da actividade económica	Águeda	Anadia	Mealhada	Oliveira do Bairro	Unidade	Ano
População Empregada, segundo o sector de actividade						
Primário	2.1	6.8	4.6	7.9	%	2001
Secundário	59.9	46.8	38	49.4	%	2001
Terceário	38	46.5	57.4	42.7	%	2001

No concelho de Águeda, mais de metade da população activa trabalha no sector secundário, facto relacionado com o grande número de pequenas e médias empresas fixadas na zona. Na produção industrial predomina a indústria metalo-mecânica e a produção de mobiliário metálico. O sector terciário tem vindo a adquirir importância relativa neste concelho. A prática agrícola é muita reduzida (CMA, 2007).

Em Anadia, o sector primário ainda detém algum peso nas actividades económicas, sendo a viticultura a principal actividade agrícola. No entanto, tanto o sector terciário como o secundário predominam devido à instalação de diversas indústrias bem como de estabelecimentos ligados a actividades turísticas, dentro e nas imediações do seu perímetro. Duas vertentes industriais estão presentes na zona: uma, ligada ao sector vinícola e outra, empresas ligadas à indústria cerâmica e de matérias de construção. Paralelamente, e com alguma tradição, encontram-se actividades relacionadas com as artes gráficas, planificação e pastelaria, madeiras, carpintaria e mobiliário. Na área dos serviços há uma resposta eficaz e adequada às exigências do aglomerado (CMA, 1994).

No concelho da Mealhada cerca de metade da população trabalha no sector terciário, situação relacionada com a actividade turística termal (Luso), e a restauração. O sector secundário apresenta um peso significativo na população activa do concelho. Alguma população ainda depende do sector primário, sendo de realçar neste sector a prática de viticultura (CMM, 2008).

No concelho de Oliveira do Bairro a percentagem de população activa que ainda se dedica à prática agrícola é reduzida mas superior à dos restantes 3 concelhos, sendo, à semelhança destes, a produção de vinhos a actividade agrícola mais significativa. Encontram-se ainda

alguns campos de arrozais, batatas, etc. O sector secundário é o sector que mais população emprega neste concelho, seguindo-se com uma diferença pouco significativa o sector terciário. Das empresas sedeadas no concelho, 57% insere-se nos ramos do comércio por grosso e no retalho e reparação de veículos, seguindo-se empresas de indústria transformadora com 14%. Destacam-se ainda, indústrias cerâmicas e metalo-mecânicas (CMO, 1994; AEOB - Agrupamento de escolas de Oliveira do Bairro, 2007 - 2010).

3.4. Infra-estruturas de saneamento básico

Na tabela 4 apresenta-se a percentagem de população servida por infra-estruturas de saneamento básico: sistemas de abastecimento de água, sistemas de drenagem de águas residuais e estações de tratamento de águas residuais.

Os sistemas de abastecimento de água que abastecem Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro são, respectivamente, o sistema regional do Carvoeiro, os Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Anadia, a empresa Águas do Mondego, e a barragem de Quinta das Caínhas. Verifica-se que estes sistemas abrangem quase ou praticamente toda a população da zona.

O Sistema Municipal da Ria da Aveiro (SIMRIA) constitui uma solução integrada de recolha, tratamento e deposição final de efluentes líquidos nos concelhos de Águeda, Oliveira do Bairro, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Ovar e Vagos. No entanto, a maioria dos efluentes industriais da área em estudo, devido aos custos associados, não é enviada para este sistema, optando as indústrias pelo seu tratamento em unidades próprias, muitas vezes com baixas eficiências de tratamento, nomeadamente por recorrerem a fossas sépticas. Os efluentes são posteriormente lançados nas linhas de água, não havendo uma fiscalização eficaz das soluções adoptadas (Sena, 2007).

Analisando a tabela 4, consta-se que em termos de drenagem e tratamento de águas residuais, os concelhos da Mealhada e Oliveira do Bairro apresentam níveis de atendimento superiores a 85%. Em Águeda a SIMRIA tem vindo a melhorar o sistema de drenagem tendo-se verificado um aumento de 5%, de 2001 a 2006, na população servida por redes de saneamento (63% em 2006). Contudo, em Anadia os níveis de atendimento ainda são muito baixos, servindo menos de 30% da população do concelho, podendo representar graves problemas de degradação ambiental e de saúde pública, com a descarga de esgotos directamente para as linhas de água, para fossas sépticas ou mesmo para valas a céu aberto.

Tabela 4: População servida por infra-estruturas de saneamento básico referentes ao ano de 2001 (INE, 2005).

	População servida por:		
	Sistemas de abastecimento de águas	Sistemas de drenagem de águas residuais	Estações de tratamento de águas residuais
Municípios	%		
Águeda	93.0	58.0	53.0
Anadia	100.0	27.0	21.0
Mealhada	100.0	95.0	95.0
Oliveira do Bairro	93.0	87.0	86.0

Capítulo 4

Material e Métodos

Capítulo 4 – Material e métodos

4.1. Locais e datas de amostragem

Para a selecção dos locais de amostragem procurou-se abranger áreas da bacia hidrográfica com características distintas sob o ponto de vista da influência humana, tendo em conta a variabilidade associada, tanto ao nível das características físico-químicas da água como das comunidades de macroinvertebrados que habitam o meio aquático. Nesse sentido, identificou-se um conjunto de locais próximos de possíveis focos de poluição e locais de referência onde a interferência de actividades humanas pareceu ser praticamente nula.

Tabela 5: Lista dos locais de amostragem seleccionados na bacia hidrográfica do rio Cértima.

Local de amostragem	Identificação	Caracterização/Razão de escolha
Ref. 1	Rib.ª de Trezoi	-ponto de referência -interferências de actividades humanas praticamente nula. -litoestratigrafia - xistos e grauvaques
Ref. 2	Acesso ao Rio da Serra – Parada	-ponto de referência -interferências de actividades humanas praticamente nula. -litoestratigrafia - xistos e grauvaques
1	Rib.ª Canedo - Viadores	-jusante da cidade da Pampilhosa -jusante de pequena área industrial (zona industrial de Viadores) -montante da Mealhada -litoestratigrafia – aluviões, calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos e margas
2	Rio Cértima - Lagoa Seca	-jusante da afluência do rio Luso -jusante do ponto de descarga dos esgotos, parcialmente tratados, da cidade da Mealhada e das águas residuais provenientes de uma quinta de gado bovino. -litoestratigrafia - aluviões, areias, calhaus rolados, arenitos e argilas
3	Rio Certima - Malaposta	-jusante do rio da Serra -jusante de uma ETAR -litoestratigrafia - aluviões
4	Rio Certima - S. João da Azenha	-area rural (possíveis consequências derivadas das escorrências agrícolas) -litoestratigrafia - aluviões
5	Rio Cértima - Repolão	-jusante de descargas de água residual doméstica e industrial da cidade de Oliveira do Bairro -litoestratigrafia - aluviões
6	Rio Cértima - Perrães	-jusante da afluência do rio Levira -zona de arrozais -avaliação da qualidade da água que é descarregada na Pateira de Fermentelos -litoestratigrafia - os arenitos, arenitos arcócos, calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos e margas
7	Pateira de Fermentelos -	-avaliação da qualidade da água na Pateira -litoestratigrafia - aluviões

Esta tarefa teve como suporte uma avaliação das concentrações de diversos parâmetros físico-químicos obtidos em estudos prévios sobre a qualidade da água superficial na bacia do Cértima (Cerqueira *et al.*, 2005; Ferreira, 2007). Posteriormente, em Dezembro de 2007, realizou-se uma campanha preliminar com os seguintes objectivos: aprofundar o conhecimento sobre a área de estudo; avaliar as condições de acesso aos locais seleccionados; e testar métodos de recolha e análise – o que implicou a colheita de amostras de água e de comunidades de macroinvertebrados em três locais de características distintas e a sua posterior caracterização laboratorial. Só então foi possível estabelecer a rede definitiva de locais de monitorização, cujas características principais são apresentadas na Tabela 5 e o posicionamento na bacia é mostrado na Figura 9.

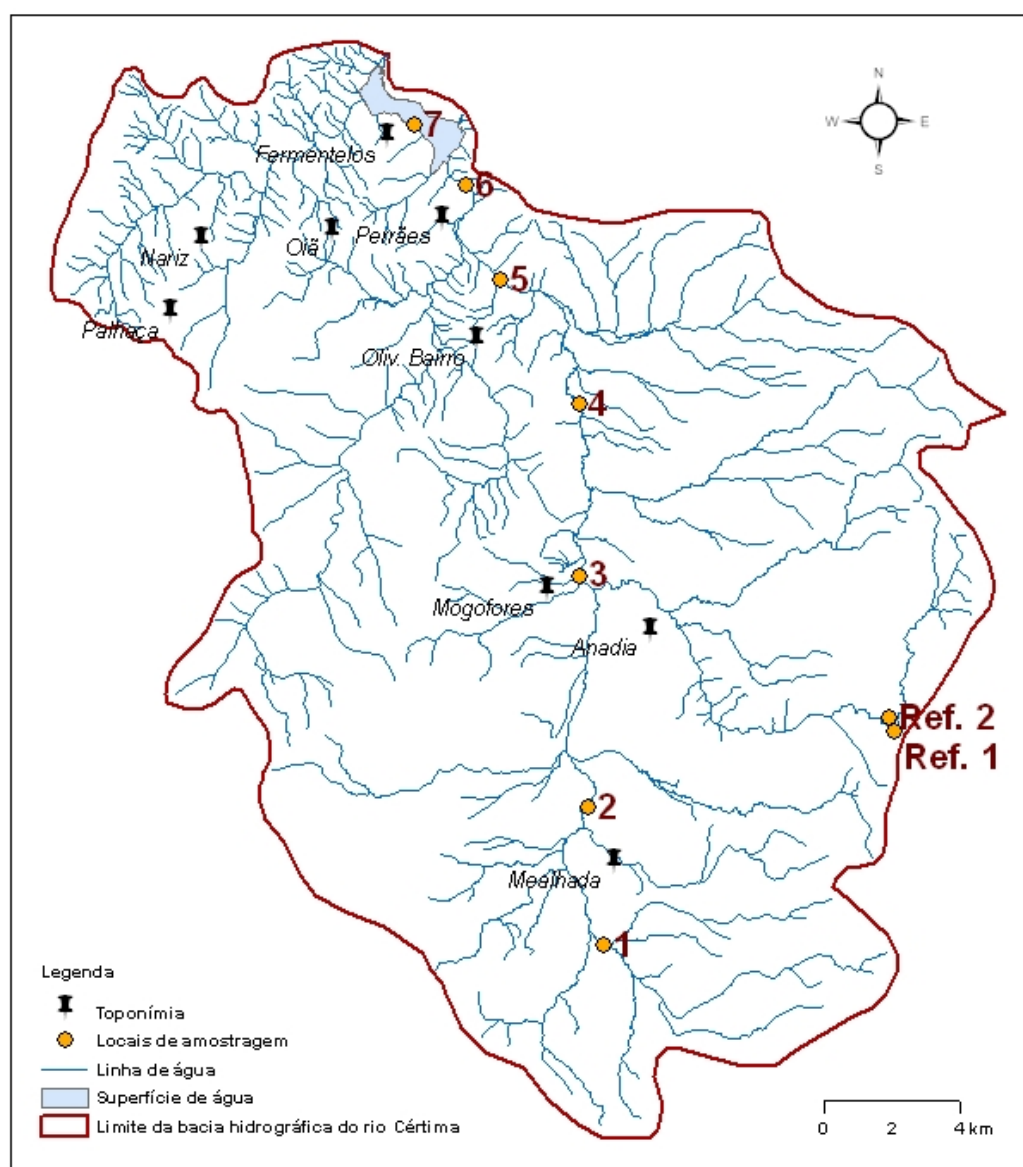


Figura 9: Mapa com a identificação dos locais de amostragem na bacia hidrográfica do rio Cértima.

Os eventos de monitorização procuraram abranger características hidromorfológicas, hidroquímicas e hidrobiológicas distintas. Nesse sentido realizaram-se duas campanhas: a primeira teve lugar no dia 23 de Janeiro de 2008, sendo representativa das condições de Inverno, e a segunda em 26 de Março de 2008, sendo por conseguinte representativa das condições de Primavera.

4.2. Dados hidromorfológicos

O estudo hidromorfológico consistiu na determinação do regime hidrológico, pelo que se estimaram caudais, condições de escoamento e condições meteorológicas nos meses de amostragem, e consistiu também na determinação das condições morfológicas dos mesmos locais. Todas as medições foram realizadas em campo.

4.2.1. Regime hidrológico

4.2.1.1. Caudais e condições de escoamento

Foram medidas a velocidade de escoamento, a largura do leito e a profundidade do mesmo.

A velocidade de escoamento (m/s) foi medida com um medidor de velocidade FP 101-FP201 (*Global Water - Global water flow*), directamente nos locais de amostragem onde as características do leito o permitiram: Parada, Viadores (Ribeira do Canedo), Lagoa Seca, Malaposta, S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ribeira de Trezói (apenas em Março). Com o mesmo equipamento foi ainda medida a variação da profundidade (m). Mediu-se ainda a largura do leito (m). Estes dados permitiram o cálculo do caudal (m³/s).

É de salientar que os dados hidrológicos na Parada foram medidos em Janeiro a alguns metros do local de amostragem. A medição efectuada em Março corresponde ao local onde foram feitas ambas as amostragens.

4.2.1.2. Condições meteorológicas

Para este estudo foram considerados os valores de precipitação diária para os meses de Dezembro de 2007 e de Janeiro, Fevereiro e Março de 2008. Os dados usados foram fornecidos pela estação meteorológica da Universidade de Aveiro (Departamento de Física).

4.2.2. Características morfológicas

As características morfológicas registadas após análise visual de cada local de amostragem foram: o tipo de vegetação ripícola, a presença ou ausência de vegetação aquática, o tamanho e tipo de substrato inorgânico e o tipo de substrato orgânico. O substrato inorgânico foi classificado de acordo com a classificação de Wentworth nas seguintes classes: blocos (> 256mm); pedras (64-256mm); gravilha/cascalho (2-64mm); areia (0,06-2mm); e finos (0,004-0,06).

4.3. Dados hidroquímicos

A monitorização da qualidade química da água superficial da área de estudo envolveu medições em campo e análises laboratoriais.

4.3.1. Colheita de amostras e medições de campo

No campo procedeu-se à medição directa do oxigénio dissolvido e da temperatura da água, por intermédio de um medidor WTW 330i equipado com um eléctrodo de membrana, e da condutividade, por meio de um medidor WTW 330i dotado de uma célula de grafite. Foram recolhidas, em seguida, um total de 3 amostras: uma de 2L em garrafas de polietileno lavadas previamente com ácido, para posterior análise da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅ em mg O₂/L), do teor de sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV em mg/L) e nitratos (mg/L); uma de 400mL, em recipiente de vidro, para determinação do azoto amoniacal, e ainda outra de 250mL, em recipiente de vidro, para determinação do fósforo total. O procedimento de recolha foi feito de acordo com as especificações de Eaton *et al.* (1995). Após a colheita, as amostras de água foram preservadas de acordo com os requisitos específicos de conservação igualmente descritos por Eaton *et al.* (1995).

4.3.2. Métodos analíticos

Parâmetros como o pH, CBO₅, SST, SSV, azoto amoniacal, fósforo total e nitratos foram determinados no Laboratório do Departamento de Ambiente e Ordenamento.

Após a chegada ao laboratório, retiraram-se 50ml dos recipientes de polietileno para recipientes de vidro, para posterior determinação de nitratos, e conservaram-se as amostras de acordo com Eaton *et al.* (1995)

O CBO₅ foi determinado pelo método das diluições. Os sólidos suspensos foram determinados por gravimetria depois da filtração de um volume adequado de amostra, seguida de secagem na estufa a 103°C, para a quantificação dos totais, e posterior ignição na mufla a 550°C, para a quantificação dos voláteis. O método utilizado na determinação do fósforo total foi o método do ácido ascórbico. Relativamente à quantificação do azoto amoniacal, o método utilizado seguiu o princípio químico do azul de indofenol. Os nitratos foram determinados por cromatografia iónica.

4.4.Dados hidrobiológicos

A monitorização da qualidade biológica da água superficial da área de estudo envolveu, tal como a monitorização química, medições em campo e análises laboratoriais.

4.4.1. Amostragem biológica

A técnica de amostragem de macroinvertebrados foi baseada na *multihabitat approach: D-frame dip net*, descrita em *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers* (RBP) por Barbour *et al.* (1999) e teve como objectivo a recolha de amostras que fossem representativas dos locais de amostragem em estudo. Assim sendo, em todos os pontos de amostragem, recolheram-se amostras de macroinvertebrados numa área aproximada de 3m², durante 5 minutos. A colheita foi efectuada com uma rede de mão de 500 µm de malha e envolveu a amostragem de todos os substratos disponíveis na área estabelecida, abrangendo-se o maior número de *habitats* possíveis. Os substratos de maiores dimensões foram retirados, tendo o cuidado prévio de os lavar cuidadosamente para dentro da rede, de modo a evitar a perda de organismos. As amostras foram colocadas em recipientes de plástico previamente identificados e conservadas em álcool a 95%.

4.4.2. Métodos analíticos

Os procedimentos laboratoriais basearam-se igualmente nos RBP's (Barbour *et al.*, 1999)

Em laboratório procedeu-se a uma triagem, seguida de uma classificação grosseira onde se separaram os macroinvertebrados pelas respectivas Ordens ou Classes. Cada triagem foi antecedida pela lavagem de uma pequena porção de amostra num crivo de 500 µm. A identificação seguinte, que permitiu a divisão dos macroinvertebrados encontrados pelas respectivas Famílias, foi efectuada à lupa (*Olympus SZX9*) e baseada no *Family-Level Key to Stream Invertebrates of Maryland and Surrounding Areas* (Ehrlich & Steele, 2003) e no *Introduction à L'étude des Macroinvertébrés des Eaux Douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)* (Tachet *et al.*, 1980).

4.4.3. Análise dos dados obtidos

Com o objectivo de sumariar os dados obtidos e permitir a sua interpretação, foram calculados diferentes índices descritores das comunidades de macroinvertebrados. Os procedimentos de cálculo foram baseados no *Macroinvertebrate Data Interpretation Guidance Manual* (MDIGM) (Lillie *et al.*, 2003) e nos RBP's (Barbour *et al.*, 1999). Os descritores calculados incluíram medidas de composição, índices de biodiversidade, índices de semelhança, relações tróficas e índices de qualidade da água.

Como descritores da composição das comunidades de cada amostra foram utilizadas as seguintes medidas: índices de semelhança, relações tróficas, índices de qualidade da água. Para estabelecer possíveis relações entre as variáveis abióticas e a comunidade de macroinvertebrados foi efectuada uma análise multivariada aos dados.

4.4.3.1. Medidas de composição

A abundância total, a riqueza taxonómica, a percentagem de organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera (EPT), a percentagem de famílias pertencentes às ordens EPT, a percentagem de organismos Simuliidae, Chironomidae, Isopoda, Oligochetas, e dos restantes (representados por outros), constituíram o grupo das variáveis descritoras da composição das comunidades de cada amostra.

A abundância total e a riqueza taxonómica são medidas de composição que foram usadas para sumariar os dados biológicos obtidos. A abundância corresponde ao número total de organismos numa amostra, e a riqueza representa o número de *taxa* identificados por amostra.

O índice EPT representa o número de famílias identificadas que pertencem às ordens

Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera, respectivamente. Estas ordens possuem, regra geral, os organismos mais intolerantes à poluição orgânica dos cursos de água (Lillie *et al.*, 2003). A percentagem de Simuliidae, de Chironomidae, Isopoda e Oligochetas representam a percentagem de organismos tolerantes a diversos tipos de poluição, nomeadamente à poluição orgânica. Os restantes organismos são considerados semi-tolerantes à poluição (DEPSM, 2008).

Estes índices descrevem a resposta da comunidade à qualidade do ambiente aquático, uma vez que, é assumido que ambientes despoluídos apresentam valores elevados de abundância e riqueza de EPT (Metcalf, 1989) e que ambientes mais poluídos apresentam uma maior abundância de organismos tolerantes à poluição (U.S. EPA, 2002).

4.4.3.2. Índices de diversidade

No geral, os índices de biodiversidade são baseados em três componentes de estrutura das comunidades de macroinvertebrados: a riqueza (número total de *taxa* na amostra), a equidade (igual distribuição dos organismos pelos *taxa* existentes), e a abundância (número total de organismos presentes na amostra) (Metcalf, 1989). Para detectar mudanças na biodiversidade e na equidade entre estações do ano e entre locais de amostragem foram usados o índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Wiener, 1963) e o índice de Pielou (J') (Pielou, 1984), respectivamente. O índice de Shannon foi calculado através da equação (1),

$$H' = \sum \left(\frac{n_i}{N} * \log \left(\frac{n_i}{N} \right) \right) \quad (1)$$

onde n_i é o número de indivíduos do *taxa* i , de uma amostra x , e o N é o número total de indivíduos na mesma amostra x .

Segundo Lydy (2000) um valor de 3 deste índice reflecte uma maior diversidade do que um valor de 0. Segundo outros autores como Karr & Dudley (1981) o índice de Shannon-Wiener caracteriza apenas a integridade biológica, ou seja, o balanço natural entre a fauna e a flora, sem diagnosticar especificamente as condições ecológicas do meio aquático a as causas de perturbação desses ecossistemas. O índice de Pielou (J') foi calculado de acordo com a equação (2),

$$J' = \frac{H'}{\log N}, \quad (2)$$

O índice de Pielou (J') varia entre 0 e 1, e mede o desvio da comunidade de macroinvertebrados de uma amostra x relativamente a uma amostra com igual distribuição dos organismos pelos diferentes *taxa* nela presentes - a equidade (Pielou, 1984).

4.4.3.3. Índices de semelhança

Índices de comparação de comunidades de macroinvertebrados medem a percentagem de semelhança da composição taxonómica de amostras, permitindo comparar a estrutura da comunidade entre o mesmo local nas diferentes épocas de amostragem e ainda, entre os vários locais amostrados (Lydy *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2006). Neste estudo foram usados o índice de Percentagem de Similaridade (IPS) (Washington, 1984) e o índice de Jaccard (J) (Jaccard, 1908), que se calculam de acordo com a equação (3) e (4), respectivamente,

$$IPS = 100 - 0.5 * \sum \left| 100 * \left(\frac{n1i}{n1} - \frac{n2i}{n2} \right) \right|, \quad (3)$$

$$J = 100 * \frac{Tc}{T1+T2}, \quad (4)$$

onde $n1$ e $n2$ correspondem ao número total de indivíduos na amostra 1 e 2, respectivamente. O $n1i$ e o $n2i$ são o número de indivíduos do *taxa i*, na amostra 1 e na amostra 2, respectivamente. O Tc é o número total de *taxa* em comum entre a amostra 1 e 2 e o $T1$ e $T2$ são o número total de *taxa* da amostra 1 e da amostra 2, respectivamente.

Estes índices podem variar entre 0 e 100. O 100 indica a presença dos mesmos *taxa* nos locais a comparar e 0 reflecte duas comunidades completamente distintas (Lydy *et al.*, 2000).

4.4.3.4. Relações tróficas

A estrutura trófica das comunidades de macroinvertebrados foi caracterizada através da abundância relativa de colectores, raspadores, predadores e trituradores em cada local de amostragem. Os colectores são constituídos por agregadores e filtradores, organismos que se alimentam de matéria orgânica acumulada e em suspensão, respectivamente. Os raspadores incluem vários herbívoros e detritívoros que se alimentam, principalmente, de algas e vegetação aquática associada (Lillie *et al.*, 2003). Os trituradores incluem um vasto grupo de herbívoros e detritívoros que se alimentam de matéria orgânica viva ou morta, sendo particularmente influenciados pela vegetação ripícola, pela vegetação aquática e pelo tipo de uso do solo (Lillie *et al.*, 2003).

4.4.3.5. Índices de qualidade da água

Os índices de qualidade da água usados neste trabalho foram o *Family Level Biotic Index* (FBI) (Hilsenhoff, 1988), o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Armitage *et al.*, 1983) e o *Average Score per Taxon* (ASPT) (Armitage *et al.*, 1983). Estes índices permitem avaliar o grau de poluição orgânica, classificando a água como muito boa, boa, aceitável, relativamente fraca, fraca e muito fraca (Armitage *et al.*, 1983; Hilsenhoff, 1988; Lillie *et al.*, 2003). O FBI

representa a média ponderada dos valores de tolerância de poluição de todos os artrópodes presentes na amostra (Anexo C) (excluindo todos os organismos em fase de pupa, organismos cuja identificação não foi possível devido ao estado de degradação dos mesmos, organismos aos quais não foi atribuído nenhum valor específico de tolerância e ainda, amostras com um número de organismos inferior a 100), (Lillie *et al.*, 2003). Valores mais baixos de FBI, próximos de zero, são característicos de águas muito boas sem qualquer tipo aparente de poluição orgânica e valores mais elevados de FBI, próximos de 10, representam águas classificadas como muito fracas, com um severo grau de poluição orgânica (Lillie *et al.*, 2003). O BMWP é baseado na sensibilidade ou tolerância das famílias de macroinvertebrados à poluição orgânica. Para o cálculo do BMWP é atribuído a cada família um valor de tolerância de 1 a 10 (Anexo D), sendo 1 altamente tolerante e 10 altamente sensível. O somatório dos valores de tolerância estabelecidos para cada família de macroinvertebrados corresponde ao valor de BMWP e, em termos gerais, valores de BMWP mais elevados indicam uma melhor qualidade de água (Brittain & Eikeland, 1988). O ASPT calcula-se através da divisão do BMWP pelo número total de famílias às quais foram atribuídos valores de tolerância. Este minimiza efeitos de variação sazonal e/ou de amostragem (Armitage *et al.*, 1983). As classes de qualidade da água apresentam-se no anexo E.

4.4.3.6. Relação entre os dados físico-químicos e a composição de macroinvertebrados

Com o objectivo de estabelecer relações entre os dados ambientais e os dados biológicos, efectuou-se uma análise multivariada utilizando o software CANOCO for Windows 4.5. A análise multivariada, também designada por ordenação, permite avaliar diferenças na composição das espécies entre locais e permite igualmente identificar as variáveis ambientais responsáveis por essas diferenças (Van Den Brink *et al.*, 1998). Esta análise extrai gradientes sintéticos das matrizes das variáveis físico-químicas e biológicas e representa quantitativamente, por setas, as variáveis explicativas, em *biplots* ou *triplots*. A direcção da seta indica se a relação entre variáveis físico-químicas e biológicas é positiva ou negativa, e o comprimento da mesma está relacionado com a importância da variável explicatória na ordenação (Ter Braak & Verdonschot, 1995).

Para permitir avaliar o comprimento do gradiente efectuou-se previamente uma análise DCA aos dados biológicos (*detrended correspondence analysis*) (para mais detalhes ver Van den Brink *et al.*, 2003). Com base no resultado de gradiente obtido, optou-se por efectuar uma RDA (*redundancy analysis*) aos dados obtidos. Como variáveis abióticas foram considerados os seguintes parâmetros: temperatura; pH; condutividade, sólidos suspensos totais e voláteis, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, nitratos, azoto amoniacal e fósforo total. A matriz biológica foi construída com base nas abundâncias relativas de cada família por local. Aos dados biológicos foi aplicada uma transformação logarítmica para aproximar a

distribuição a uma distribuição normal (Weigel & Robertson, 2007). As relações entre as famílias e as variáveis ambientais foram obtidas através do teste das permutações de *Monte Carlo* (Lepš & Šmilauer, 1999). A análise multivariada foi aplicada aos dados de Inverno e Primavera, e os resultados gerados foram graficados em *triplots*.

Capítulo 5

Resultados e Discussão

Capítulo 5 – Resultados e Discussão

5.1. Dados hidromorfológicos

5.1.1. Regime hidrológico

5.1.1.1. Caudais e condições de escoamento

Os registos de caudais e condições de escoamento apresentam-se resumidos nas tabelas 6 e 7, sendo possível visualizar o perfil de velocidade de escoamento no anexo F.

Tabela 6: Largura do leito, profundidade máxima e mínima, velocidade máxima e mínima e caudal nos vários locais de amostragem em de Janeiro 2008.

Locais de amostragem	Largura do leito (m)	Profundidade mínima - máxima (m)	Velocidade mínima - máxima (m/s)	Caudal (m ³ /s)
Parada	3,5	0,00 - 0,15	0,00 - 0,72	0,23
Viadores- Ribeira de Canedo	3,3	0,00 - 0,10	0,00 - 0,63	0,10
Mealhada- Lagoa Seca	3,1	0,00 - 0,50	0,00 - 0,57	0,40
Malaposta	18	0,00 - 0,30	0,00 - 0,58	1,70
S. João da Azenha	10	0,00 - 0,73	0,00 - 0,67	1,92
Ponte do Repolão	17	0,00 - 0,55	0,00 - 0,61	2,70

Tabela 7: Largura do leito, profundidade máxima e mínima, velocidade máxima e mínima e caudal nos vários locais de amostragem em Março 2008.

Locais de amostragem	Largura do leito (m)	Profundidade mínima - máxima (m)	Velocidade mínima - máxima (m/s)	Caudal (m ³ /s)
Ribeira de Trezói	3,5	0,00 - 0,47	0,00	0,00
Parada	4,6	0,00 - 0,44	0,00	0,00
Viadores- Ribeira de Canedo	3,7	0,05 - 0,12	0,00 - 0,30	0,04
Mealhada- Lagoa Seca	2,5	0,18 - 0,33	0,00 - 0,12	0,30
Malaposta	17	0,00 - 0,26	0,00 - 0,43	0,44
S. João da Azenha	9,8	0,00 - 0,50	0,00 - 0,37	0,56
Ponte do Repolão	16,5	0,00 - 0,72	0,00 - 0,38	1,26

Verificou-se uma diminuição do caudal em todos os pontos amostrados em Janeiro e em Março

5.1.1.2. Condições meteorológicas

Na figura 10 apresenta-se a precipitação diária dos meses de Dezembro de 2007 e de Janeiro, Fevereiro e Março de 2008. Destaca-se, com um asterisco vermelho de fundo amarelo, os dias em que foram efectuadas as amostragens. Verifica-se que o valor de precipitação mensal 25,4 mm/mês, do mês que antecedeu a primeira amostragem, mês de Dezembro, está muito abaixo do valor de precipitação média mensal para a época do ano (105 mm/mês). Registaram-se valores nulos ou praticamente nulos de precipitação nos 6 dias que antecederam a amostragem de 23 de Janeiro e nos 3 dias que antecederam a amostragem de 26 de Março. Salienta-se que a precipitação ocorrida no dia 26 de Março foi registada após o período de amostragem.

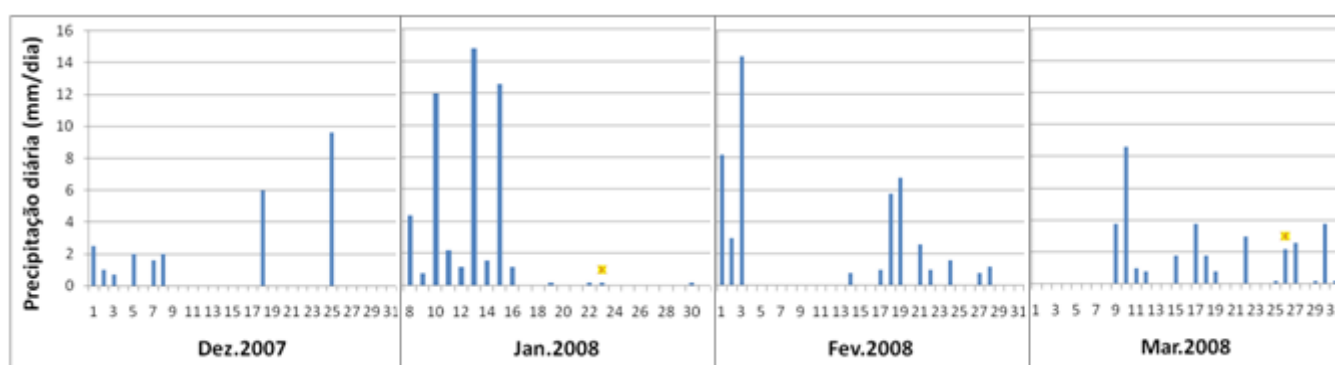






Figura 10: Precipitação diária na zona de estudo para os meses de Dezembro de 2007, Janeiro, Fevereiro e Março de 2008 (Informação recolhida na estação meteorológica do *campus* da Universidade de Aveiro).

5.2.2. Características morfológicas

Na tabela 8 apresentam-se as condições morfológicas dos locais de amostragem, registadas durante as campanhas de Janeiro e de Março.

Tabela 8: Condições morfológicas dos pontos de amostragem, tais como: vegetação ripícola, vegetação aquática, substrato inorgânico e substrato orgânico.

Locais de Amostragem	Imagens (23/01/2008)	Vegetação ripícola	Vegetação aquática	Substrato Inorgânico	Substrato Orgânico
Ref.1- Ribeira de Trezói		<u>Janeiro e Março:</u> -árvores; -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente	<u>Janeiro e Março:</u> -gravilha/cascalho; -pedras.	<u>Janeiro e Março:</u> -pequenos paus e restos de plantas

Ref.2- Parada		<u>Janeiro e Março:</u> -árvores; -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente	<u>Janeiro e Março:</u> -gravilha/cascalho; -pedras; -blocos.	<u>Janeiro e Março:</u> -pequenos paus e restos de plantas
1-Viadores		<u>Janeiro e Março:</u> -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro</u> -raízes e macrófitas submergentes e emergentes. <u>Março:</u> -aumento	<u>Janeiro e Março:</u> -finos; -gravilha/cascalho; -pedras; -blocos.	<u>Janeiro e Março:</u> -pequenos paus e restos de plantas
2-Lagoa Seca		<u>Janeiro e Março:</u> -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro e Março:</u> -raízes e macrófitas submergentes e emergentes.	<u>Janeiro e Março:</u> -finos; -gravilha/cascalho.	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente
3- Malaposta		<u>Janeiro e Março:</u> -árvores; -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro:</u> -raízes submergentes (1). <u>Março:</u> -aumento (1) -raízes emergentes	<u>Janeiro e Março:</u> -areia; -gravilha/cascalho; -pedras.	<u>Janeiro e Março:</u> -pequenos paus e restos de plantas
4-S. João da Azenha		<u>Janeiro e Março:</u> -arbustos; -ervas rasteiras.	<u>Janeiro e Março:</u> -raízes e macrófitas submergentes e emergentes.	<u>Janeiro e Março:</u> -finos; -gravilha/cascalho; -pedras; -blocos.	<u>Janeiro e Março:</u> -pequenos paus e restos de plantas
5- Ponte do Repolão		<u>Janeiro e Março:</u> -árvores; -arbustos.	<u>Janeiro:</u> -raízes e macrófitas submergentes e emergentes. <u>Março:</u> -aumento	<u>Janeiro e Março:</u> -finos.	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente
6- Ponte de Perrães		<u>Janeiro e Março:</u> -árvores; -arbustos.	<u>Janeiro e Março:</u> -raízes e macrófitas submergentes e emergentes.	<u>Janeiro e Março:</u> -finos.	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente
7- Pateira de Fermentelos		<u>Janeiro e Março:</u> -ausente	<u>Janeiro e Março:</u> -jacintos	<u>Janeiro e Março:</u> -finos	<u>Janeiro e Março:</u> -ausente

Constatou-se que a vegetação ripícola, o substrato inorgânico e o substrato orgânico não sofreram alterações visíveis de Janeiro para Março, em nenhum dos locais de amostragem.

No entanto, salienta-se o aumento da vegetação aquática em Viadores, Malaposta e Ponte do Repolão.

5.2. Qualidade físico-química da água

5.2.1. Variação dos parâmetros físico-químicos

A variação espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos monitorizados nas águas de superfície da bacia hidrográfica do rio Cértima mostra-se nas figuras 11, 12 e 13.

Os valores de temperatura (figura 11) variaram entre 10°C e 14°C em Janeiro e 11°C e 15°C em Março, com valores mínimos nas águas de maior altitude e sujeitas a maior ensombramento provocado pela presença de vegetação ripícola (locais de amostragem Ref.1 e Ref.2) e valores máximos no troço mais a jusante do rio Cértima, onde se regista menor altitude e maior incidência directa da radiação solar na água devido à ausência ou presença de vegetação ripícola insuficiente para provocar sombra (locais de amostragem 2, 3, 4, 5, 6 e 7). O aumento global das temperaturas de Março, comparativamente a Janeiro, está de acordo com as variações de temperatura sazonais.

Os valores de pH medidos (figura 11) não demonstraram variações significativas entre pontos de amostragem nem entre as duas estações do ano. Estes variaram entre levemente ácidos e levemente alcalinos, sendo $\text{pH}=7,47\pm0,32$ em Janeiro e $\text{pH}=7,72\pm0,41$ em Março. Os valores mais baixos foram observados nos locais da zona Este da bacia, onde afloram as formações rochosas não carbonatadas e os valores mais altos nos locais de amostragem situados no troço do rio Cértima, sobre os aluviões do Holocénio.

Registou-se uma variação de condutividade muito pronunciada ao longo da bacia, como se verifica na figura 11. Os valores elevados de condutividade eléctrica parecem estar relacionados com a maior influência de efluentes agrícolas/pecuários e/ou domésticos ao longo do rio Cértima, onde se concentram as indústrias e os agregados populacionais, podendo estar ainda associados às formações rochosas (Ferreira, 2007). Por oposição, a zona mais a Este da bacia, onde se encontram valores mais baixos de sais em solução, apresentam um relevo mais acentuado, uma menor influência antropogénica e as fontes de poluição são menos relevantes. Observaram-se um valor mínimo de 98,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no rio da Serra (local de amostragem Ref.2) e um máximo de 867 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no rio Cértima, a jusante da Mealhada (local de amostragem 2), o que sugere um impacto significativo das descargas de

água residuais na zona. Para os locais de amostragem 1, 2, 3, 4, 5, 6, e 7 observou-se um aumento de condutividade de Janeiro para Março. Isto poderá ser em parte explicado, em parte, pela diminuição do caudal e pelo aumento de temperatura e da diminuição da precipitação.

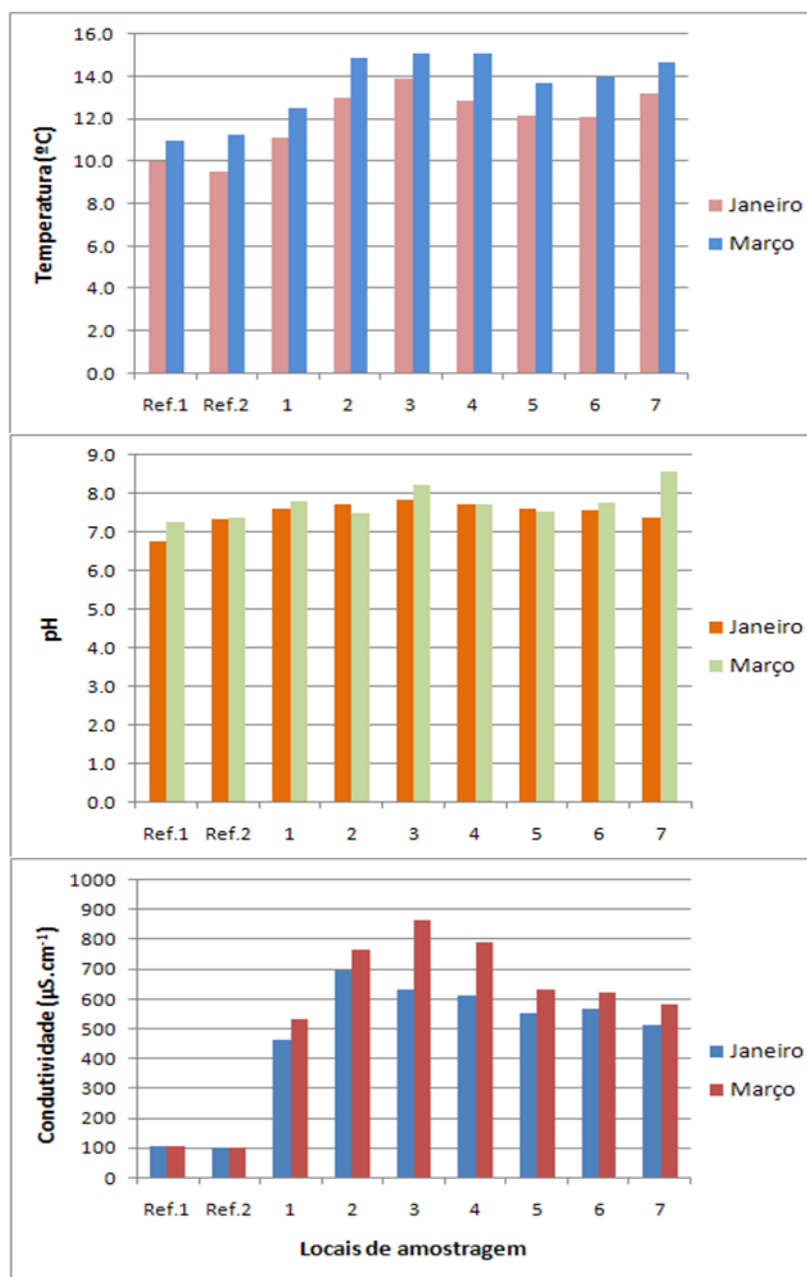


Figura 11: Temperatura, pH e condutividade, nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

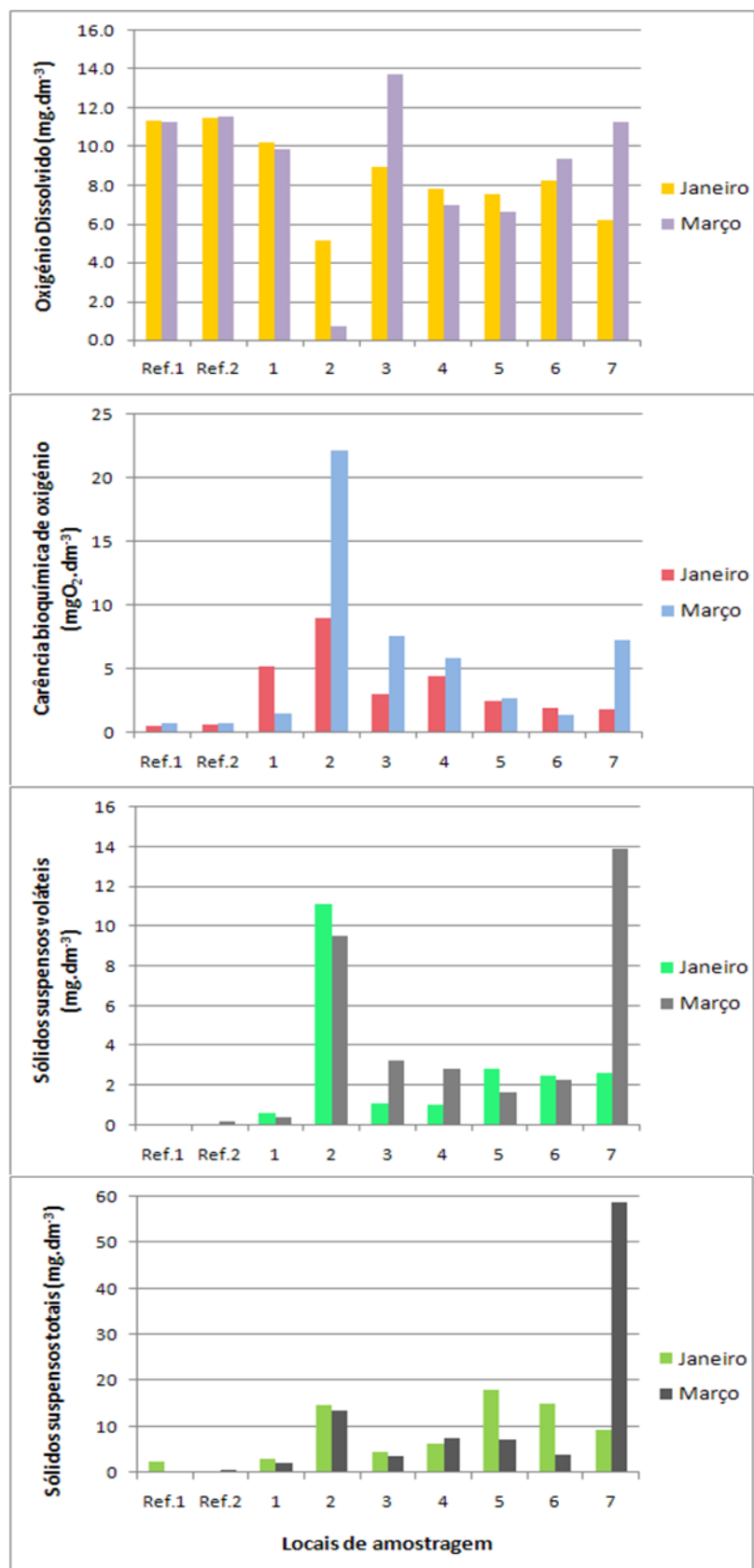


Figura 12: Oxigénio dissolvido (OD), CBO_5 , SSV e SST na água nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

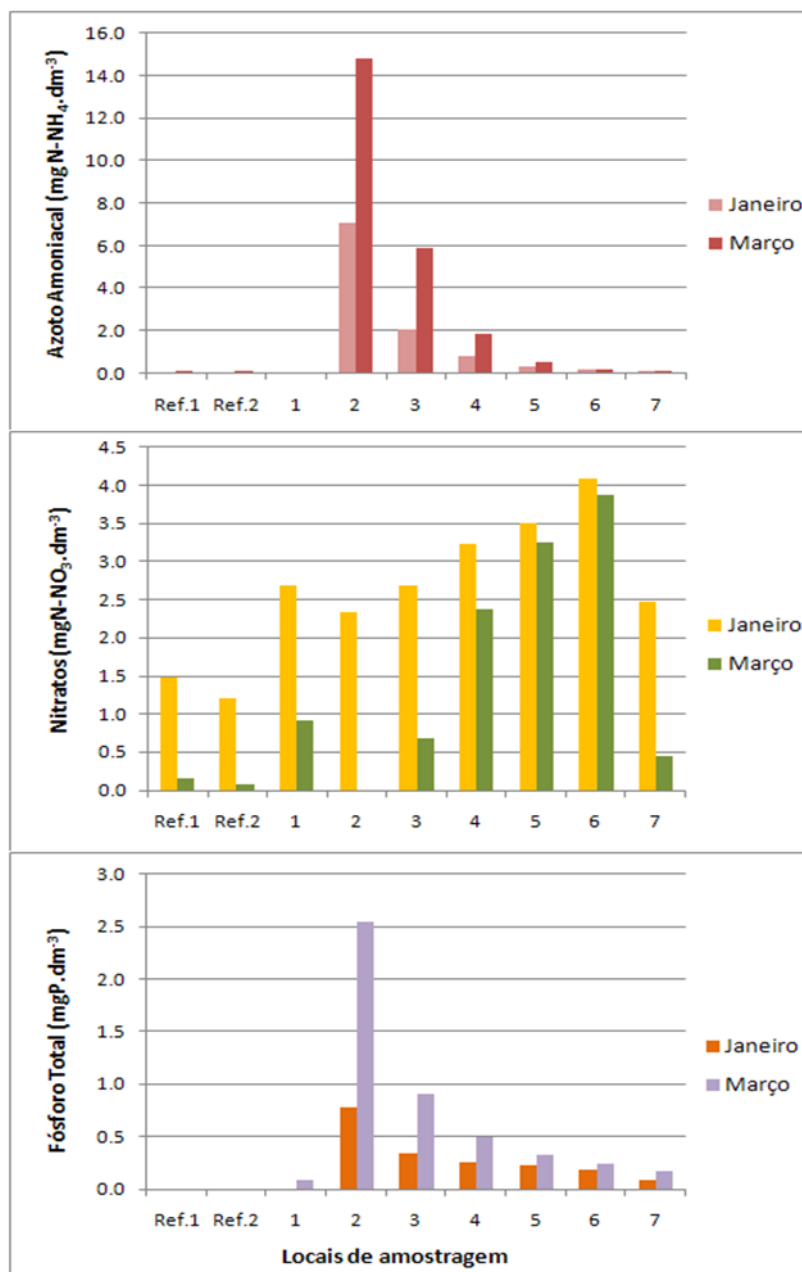


Figura 13: Azoto na forma de azoto amoniacal e na forma de nitrato e fósforo total nos vários locais de amostragem: Ref.1- Ribeira de Trezói, Ref.2 -Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4- S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

Os valores de oxigénio dissolvido (figura 12), tanto para a amostragem de Janeiro como para a de Março, indicaram que as águas superficiais se apresentaram bem oxigenadas, na generalidade dos locais amostrados, com um valor médio de 8,55 mg/L e 9,04 mg/L, respectivamente. O local de amostragem 2 corresponde a uma excepção, as suas concentrações foram de 5.16 mg/L em Janeiro e extremamente baixas em Março, exibindo um valor de 0,69 mg/L, o que corresponde a apenas 7% de saturação. Este resultado revela a ocorrência de um elevado conteúdo de matéria orgânica (a decomposição da matéria orgânica é feita através de bactérias aeróbias que utilizam o oxigénio dissolvido para a

síntese celular e respiração) que poderá ser atribuído à combinação do baixo caudal com descargas de águas residuais não tratadas provenientes da cidade da Mealhada e escorrimentos provenientes de uma quinta de gado bovino localizada a sudoeste do local (Cerqueira *et al.*, 2005). Para os locais de amostragem 3 e 7, verificou-se que o oxigénio dissolvido sofreu um aumento aproximado de 50% de Janeiro para Março. Esta situação dever-se-á, provavelmente, à elevada disponibilidade de nutrientes no meio aquático - conforme se demonstrará mais adiante nesta discussão, responsável pela proliferação de macrófitas submersas e emergentes que aumentam o teor de oxigénio durante o dia por via de fotossíntese havendo um decréscimo do mesmo durante a noite por via da respiração. Estas observações vêm ao encontro de resultados obtidos anteriormente nestes locais e demonstram as limitações da utilização deste parâmetro como indicador de poluição orgânica em pequenos rios como o Cértima e seus afluentes (Cerqueira *et al.*, 2005)

As medições de CBO_5 (figura 12) realizadas em Janeiro, revelaram uma elevada contaminação de matéria orgânica entre Viadores e S. João da Azenha (locais de amostragem 1, 2, 3 e 4), sendo de destacar a Lagoa Seca com 9,01 mgO_2/L . Em Viadores, estando os níveis de oxigénio dissolvido relativamente elevados, a contaminação por matéria orgânica deverá ter origem na elevada presença de vegetação aquática. O aumento da concentração de fósforo, de Janeiro para Março, parece ter favorecido o aumento da vegetação aquática na zona. Neste sentido, as culturas anuais e indiferenciadas e as descargas residuais da cidade da Pampilhosa, parecem contribuir, maioritariamente, para a poluição orgânica registada em Viadores. Em Março verificou-se que a contaminação por matéria orgânica aumentou nos locais de amostragem 2, 3, 4 e 7, sendo a situação da Lagoa Seca bastante crítica, apresentando valores de CBO_5 de 22,18 mgO_2/L , bem acima do limite legal de 5 mgO_2/L , definido como objectivo ambiental de qualidade mínima pelo Decreto-Lei 236/98, situação que vem reforçar a influência das fontes de poluição acima já mencionadas. O teor em CBO_5 decresceu regularmente no troço do rio situado a jusante da Lagoa Seca, vindo a decair para um valor de 1,96 mgO_2/L em Janeiro e 1,44 mgO_2/L em Março na zona de Perrães. Este decréscimo poderá ser devido a uma rápida auto-depuração das águas e, em menor extensão, ao efeito de diluição resultante da contribuição das águas não poluídas dos três tributários da margem direita, neste troço do rio Cértima (Cerqueira *et al.*, 2005). Os valores mais baixos de CBO_5 foram registados nos locais de amostragem escolhidos como referência, Trezói e Parada.

A análise da distribuição da concentração dos sólidos suspensos totais, representada na figura 12, evidencia níveis de concentração inferiores a 20 mgSST/L em todos os pontos de amostragem, com excepção da Pateira de Fermentelos em Março (59 mgSST/L). Cerca de 23% destes sólidos registados na Pateira são voláteis e serão, provavelmente, uma consequência da proliferação de biomassa vegetal associada aos valores elevados de carga

orgânica. A restante parte deverá ser resultado da acumulação de matéria em suspensão proveniente de toda a água que aflui à Pateira (Cerqueira *et al.*, 2005). Os locais de amostragem na zona Este da bacia, Ribeira de Trezói e Parada, onde a pressão antrópica é menor e as formações rochosas de xistos e grauvaques apresentam maior inércia química, exibiram, como era esperado, valores nulos ou praticamente nulos de sólidos suspensos totais.

A espécie azotada dominante na bacia é nitidamente o nitrato, situação já verificada no estudo efectuado por Ferreira (2007). Curiosamente, verifica-se, na figura 13, que as concentrações de azoto amoniacal foram mais elevadas em amostras de água recolhidas em zonas expostas a descargas de águas residuais, como é o caso já referido da Lagoa Seca. Este parâmetro sofreu no mesmo local um aumento de um factor aproximado de 2 de Janeiro para Março, confirmando o aumento da contaminação atribuída à combinação do baixo caudal com descargas de águas residuais não tratadas provenientes da cidade da Mealhada e escoamentos provenientes de uma exploração pecuária localizada a sudoeste do local, já referida na análise dos indicadores de qualidade química da água acima mencionados. Destaca-se uma diminuição progressiva do azoto amoniacal com a progressão das águas do Cértima para Norte e um aumento de nitratos devido a condições favoráveis de nitrificação da amónia e, eventualmente, a processos de contaminação difusa decorrentes da aplicação de fertilizantes azotados nos terrenos agrícolas envolventes (Dohner *et al.*, 1997; Ferreira, 2007). Os baixos teores de azoto amoniacal e nitratos em Trezói e Parada reforçaram, mais uma vez, a suposição estabelecida na fase inicial deste estudo de que as actividades humanas indutoras de poluição são, nestes locais, reduzidas, pois, segundo Dohner *et al.*, (1997) a concentração natural de azoto amoniacal e nitratos em águas superficiais é tipicamente baixa, normalmente inferior a 1 mgN/L.

A distribuição do fósforo total pelos vários locais de amostragem foi bastante semelhante à do CBO₅ e do azoto amoniacal. Mais uma vez registou-se um pico de concentração na Lagoa Seca, sendo a concentração de Primavera (Março) aproximadamente 3 vezes superior à registada no Inverno (Janeiro). As descargas residuais da cidade da Mealhada são a maior fonte de fósforo na zona, uma vez que este nutriente é o constituinte maioritário dos detergentes domésticos e não é libertado em quantidades significativas pelos animais (Cerqueira *et al.*, 2005).

5.2.2. Classificação do estado trófico

A presença de nutrientes, provenientes das formações litoestratigráficas dos leitos e margens, em águas doces, é essencial para manter uma actividade primária adequada,

capaz de dar resposta a todos os restantes níveis tróficos do ecossistema (European Water Directors, 2005). Contudo, o excesso e a acumulação de nitratos e fosfatos com origem antropogénica podem conduzir aos efeitos adversos da eutrofização. A eutrofização traduz-se no crescimento excessivo de algas. O desequilíbrio entre processos de produção e consumo provoca a sedimentação do excesso de matéria orgânica, estimulando a decomposição bacteriológica da mesma e o consumo de oxigénio dissolvido (Giller & Malmqvist, 1998). Consequentemente, ocorrem alterações na composição das comunidades bentónicas, que deixam de apresentar características heterogéneas para darem lugar a camadas de bactérias que são muitas vezes produtoras de toxinas. Como resultado, as comunidades de peixes e dos outros animais habitantes do fundo desaparecem (AEA, 2003). Assim sendo, a eutrofização modifica as condições físico-químicas e biológicas naturais dos ecossistemas aquáticos, alterando a diversidade das espécies bem como limitando o consumo de água para uso humano (Giller & Malmqvist, 1998).

Os critérios quantitativos aplicados pelo INAG para a classificação do estado trófico são apenas aplicáveis para lagos e albufeiras e apresentam-se no anexo H. Confrontando os resultados das medições efectuadas com os valores constantes indicados no anexo H, verifica-se que as águas da Pateira de Fermentelos se mostraram eutrofizadas, sendo o fósforo o parâmetro mais desfavorável com valores de 85 mg P/m³ em Janeiro e 166 mg P/m³ em Março. O parâmetro da clorofila não foi tido em consideração pois não foram feitas análises ao mesmo.

Para os rios aplicaram-se os critérios quantitativos sugeridos por Dodds *et al.* (1998) indicados no anexo I. Da análise da figura 14 verificamos que, para as duas estações do ano, Viadores, Lagoa Seca, Malaposta, S. João da Azenha, Repolão e Perrães (locais de amostragem 1, 2, 3, 4, 5 e 6) apresentaram concentrações de azoto e de fósforo total próprias de águas eutrofizadas. O azoto determinado neste estudo não corresponde ao azoto total, assim sendo, não nos foi possível classificar o estado trófico dos locais Ref.1 e Ref.2, Ribeira de Trezói e Parada.

5.3. Qualidade da água de acordo com o Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto

Neste subcapítulo compararam-se os valores obtidos para os parâmetros físico-químicos monitorizados com os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais estabelecidos no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto – Anexo XXI (ver anexo J).

A comparação dos parâmetros analisados, em Janeiro, com os valores máximos aceitáveis (VMA) do Anexo XXI permitiu verificar que a temperatura, o pH e o fósforo total estão, para todos os locais, em conformidade com os padrões estabelecidos neste Anexo. No entanto, parâmetros como a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido, a carência bioquímica de oxigénio e o azoto amoniacal ultrapassaram os VMAs no local de amostragem 2. O CBO_5 é igualmente ultrapassado em Viadores (local de amostragem 1) e o azoto amoniacal é ultrapassado na Malaposta (local de amostragem 3) Em Março a temperatura e o pH mantiveram-se, em todos os locais de amostragem, em conformidade com os VMAs tendo, no entanto, o valor do fósforo total e a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido ultrapassado os VMAs no local de amostragem 2. Os parâmetros de carência bioquímica de oxigénio e o azoto amoniacal não respeitaram os VMA nos locais de amostragem 2, 3 e 4.

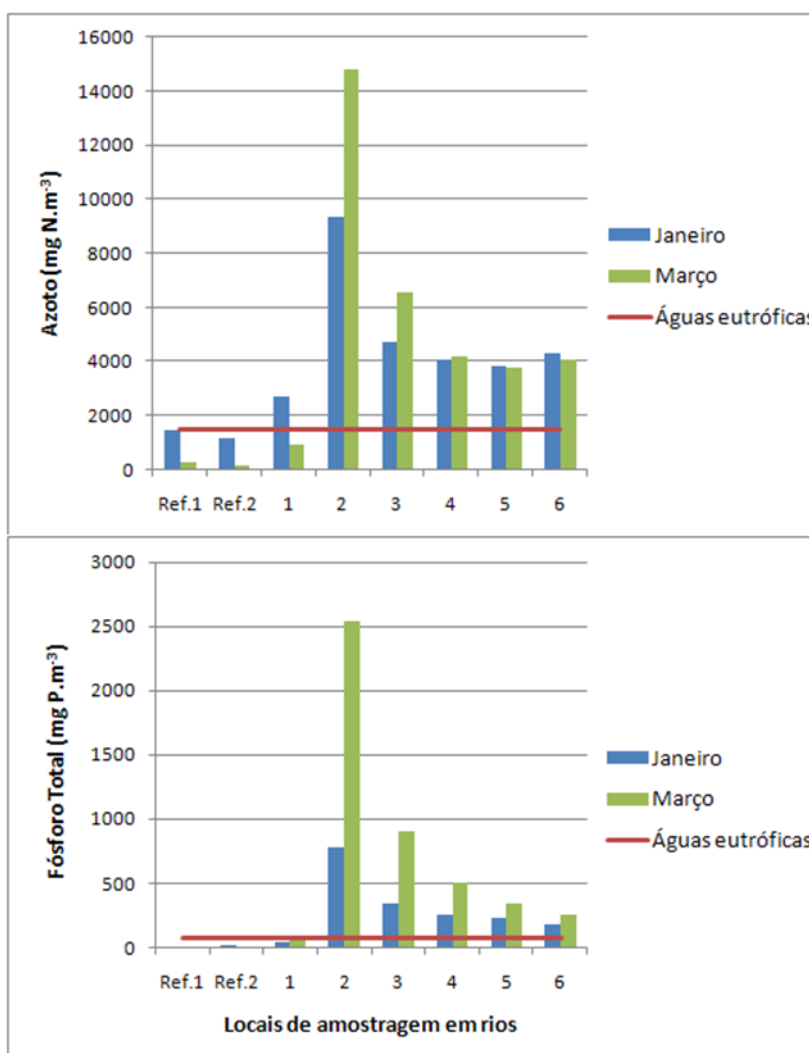


Figura 14: Comparação das concentrações de azoto determinado e de fósforo total com os valores definidos por Dodds *et al.* (1998) a partir dos quais a água é eutrófica.

5.4. Variação quantitativa e qualitativa dos macroinvertebrados

5.4.1. Descrição das comunidades de macroinvertebrados presentes em cada local de amostragem – suas características

As amostras de macroinvertebrados recolhidas em Janeiro de 2008 apresentaram um total de 45 famílias identificáveis (Anexo K). Os insectos aquáticos contribuíram maioritariamente para esse número, com 32 famílias que se distribuíram pelas seguintes ordens: Diptera (8), Ephemeroptera (6), Tricoptera (6), Odonata (4), Coleoptera (larvas) (3), Plecoptera (2), Colembola (2), Megaloptera (1). De entre os restantes macroinvertebrados, que não insectos, predominaram os Mollusca, com 7 famílias pertencentes à classe Gastropoda (5) e à classe Bivalvia (2), seguindo-se por último os Crustacea, com 3 famílias pertencentes à ordem Decapoda (2) e à ordem Isopoda (1) e os Annelidea, com 3 famílias pertencentes à classe Hirudinea (3). Apesar de se terem encontrado indivíduos da ordem Coleoptera adultos e da classe Oligocheta não foi possível a identificação de taxon inferiores. Nas amostras recolhidas em Março de 2008, identificaram-se 49 famílias (K). Tal como em Janeiro, os insectos aquáticos dominaram, com um número de 38 famílias que se distribuíram pelas seguintes ordens: Diptera (9), Tricoptera (7), Ephemeroptera (6), Odonata (5), Coleoptera (larvas) (4), Hemiptera (3), Colembola (2), Plecoptera (1), Megaloptera (1). Em relação aos restantes macroinvertebrados, que não insectos, predominaram os Mollusca, com 7 famílias pertencentes à classe Gastrópoda (5) e à classe Bivalvia (2), seguindo-se por último os Crustacea, com 3 famílias pertencentes à ordem Decapoda (2) e à ordem Isopoda (1) e os Annelidea, com 1 família pertencente à classe Hirudinea.

A qualidade da água do lugar de amostragem 7, Pateira de Fermentelos, não pôde ser discutida, pois todas as medidas usadas neste trabalho para discutir a qualidade da água foram desenvolvidas para rios e não para lagos (Mandaville, 2002). Além disto, devido à falta de meios, a amostragem apenas pôde ser efectuada nas suas margens, não sendo representativa do local.

Relativamente à abundância total, representada na figura 15, constatou-se que, na generalidade dos locais de amostragem, o número de indivíduos aumentou de Janeiro para Março, com excepção da Malaposta, S. João da Azenha e Pateira de Fermentelos. Destacou-se um aumento de mais de 1000 organismos em Viadores (local de amostragem 1) e de aproximadamente 500 organismos na Ribeira de Trezói (local de amostragem Ref.1). A maior abundância de organismos foi registada na Malaposta, em Janeiro, e em Viadores, em Março.

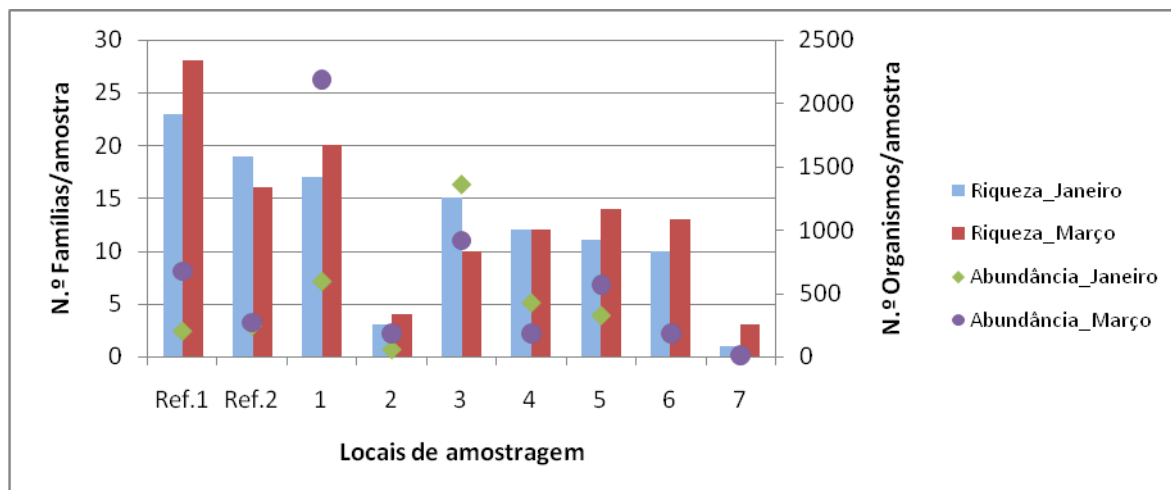


Figura 15: Abundância total e riqueza taxonômica nos vários locais de amostrados em Janeiro e em Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

No que respeita à riqueza taxonômica observaram-se diferenças entre os vários locais amostrados (figura 15). O número total de famílias mostrou-se mais baixo nas amostras colhidas nos locais situados a jusante da descarga de água residuais provenientes da ETAR da Mealhada, sendo de destacar a Lagoa Seca, com apenas 3 famílias em Janeiro e 4 famílias em Março e a Pateira de Fermentelos com 1 família em Janeiro e 3 famílias em Março (figura 15). A Ribeira de Trezói (Ref.1) registou a maior riqueza, com 23 e 28 famílias, em Janeiro e em Março, respectivamente. Entre Janeiro e Março, este parâmetro não apresentou grandes alterações, tendo sido registados, em média, um aumento ou uma diminuição de 2 famílias por local de amostragem. Este número normalmente decresce com o aumento da poluição (Barbour *et al.*, 1999). Contudo, há algumas exceções, como por exemplo águas de características oligotróficas que recebem afluxos importantes de nutrientes, os quais passam então a ocorrer em concentrações mais favoráveis ao normal funcionamento dos ecossistemas (Rader & Richardson, 1994).

Os *taxa* Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera, que constituem o índice EPT, são conhecidos como intolerantes à poluição orgânica (Brittain, 1982; Hellawell, 1986; Cao *et al.*, 1996; Walley & Hawkes, 1997; Chessmann & McEvoy, 1998; Lydy *et al.*, 2000) e intolerantes à exposição a produtos químicos tóxicos (Wallace *et al.*, 1996), embora o grau de sensibilidade varie entre espécies (Brittain, 1982; Hellawell, 1986; Cao *et al.*, 1996; Walley & Hawkes, 1997; Chessmann & McEvoy, 1998; Lydy *et al.*, 2000; Griffith *et al.*, 2005). O elevado número de famílias EPT, tal como a percentagem destes organismos e a presença de famílias de Plecoptera registadas no local escolhido com referência 1, a Ribeira de Trezói, suportaram a suposição inferida no início deste estudo, de que o impacto humano na zona era praticamente nulo (figura 16). O *Department of Environmental Protection of the State of Maine* (DEPSM) (2008) realça que os Plecoptera são uma das ordens de insectos aquáticos mais

sensíveis à poluição aquática e que, por isso, a sua ausência não significa que a água seja necessariamente poluída. No entanto, a presença desta ordem é um indicador seguro de uma água minimamente poluída (DEPSM, 2008). No local escolhido como referência 2, Parada, o índice EPT foi constituído por famílias das ordens Ephemeroptera e Tricoptera, tendo este diminuído de Janeiro para Março. No entanto, a abundância relativa dos organismos EPT não sofreu grandes alterações neste local (figura 16).

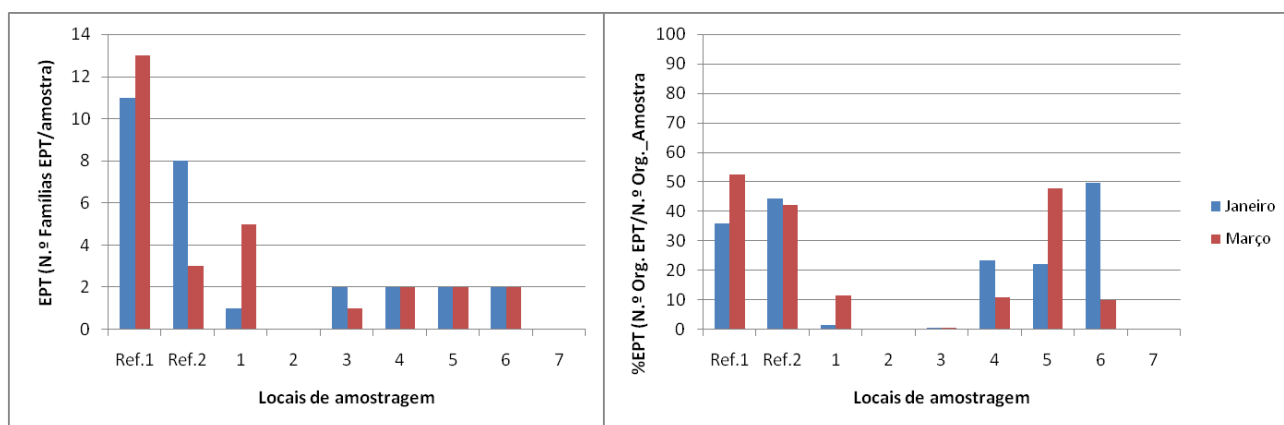


Figura 16: Variação do número de famílias e do número de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos vários locais de amostrados em Janeiro e em Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

Em Viadores registou-se, de Janeiro para Março, um aumento do número de EPT e da correspondente percentagem de ocorrência, sendo de realçar que apenas famílias da ordem Ephemeroptera constituíram este índice. Este aumento coincidiu com a já referida melhoria da qualidade físico-química da água. No entanto, a comunidade de macroinvertebrados neste local é composta maioritariamente por organismos indicadores de uma poluição orgânica ligeira (organismos semi-tolerantes). A elevada percentagem de Simuliidae nas amostras de Março fortalece esta ideia (figura 17). Estes organismos beneficiam do crescimento moderado de algas, das quais se alimentam, provocado por um ligeiro aumento de nutrientes introduzidos pela erosão natural do solo ou introduzidos, difusamente, através dos escoamentos de fertilizantes provenientes da agricultura (DEPSM, 2008).

As amostras de Janeiro e de Março revelaram a ocorrência de uma comunidade de macroinvertebrados mais tolerante à poluição a jusante das já referidas descargas de águas residuais da Mealhada e das escorrências provenientes de uma quinta de gado bovino localizada a sudoeste do local, cujo efeito é bem visível nas comunidades da Lagoa Seca (figura 16 e 17). Os *taxa* tolerantes à poluição habitam uma larga gama de habitats e toleram vários tipos de poluição introduzida pelas actividades humanas nos ecossistemas aquáticos. O seu número pode não variar com mudanças nas condições de qualidade da água, podendo

estes ocorrer em locais em que a interferência humana é nula ou praticamente nula, mas a abundância relativa de organismos tolerantes tende a aumentar com o aumento da poluição aquática (U.S. EPA, 2002). Nenhum dos *taxa* EPT esteve presente na Lagoa Seca, sendo a amostra recolhida neste local composta maioritariamente por *taxa* considerados tolerantes à poluição, como os Chironomidae, com uma abundância relativa de 57% em Janeiro e 90% em Março, e os Oligocheta, com uma abundância relativa de 14% em Janeiro (figura 17). A família Chironomidae possui hemoglobina no sangue, à qual se liga o oxigénio, permitindo que estes organismos sejam bem sucedidos na colonização de ambientes com concentrações de oxigénio dissolvido muito baixas (presença de elevada carga orgânica). A classe Oligocheta pode igualmente viver em condições quase anóxicas e alimentar-se de detritos, podendo, por isso, ser encontrada em águas com elevada poluição orgânica (DEPSM, 2008). Isto reforça a ideia da elevada poluição orgânica neste local, já sugerida na análise dos parâmetros físico-químicos.

Apesar da contaminação da água a jusante da Mealhada, demonstrada pelas amostras químicas, nomeadamente pelos valores de azoto, fósforo e matéria orgânica, a abundância relativa de organismos Ephemeroptera em S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ponte de Perrães (locais de amostragem 4, 5 e 6, respectivamente) indicaram uma certa melhoria na qualidade da água, comparativamente à Lagoa Seca e Malaposta (locais de amostragem 2 e 3) (figura 16). Contudo, é de realçar que os organismos encontrados pertencem às famílias Baetidae e Caenidae, que são consideradas ligeiramente tolerantes à poluição orgânica (Armitage *et al.*, 1983; Hilsenhoff, 1988). Foi ainda nestes locais de amostragem que se encontraram organismos pertencentes à ordem Isopoda. Estes são considerados tolerantes à poluição estando presentes normalmente onde os ecossistemas aquáticos começam a recuperar de contaminação por águas residuais (DEPSM, 2008). Em Março, as amostras químicas de água indicaram um aumento nas descargas de nutrientes como azoto e fósforo e de matéria orgânica a jusante da Lagoa Seca. Este aumento pode explicar a diminuição na % de organismos EPT na Malaposta, S. João da Azenha e Perrães.

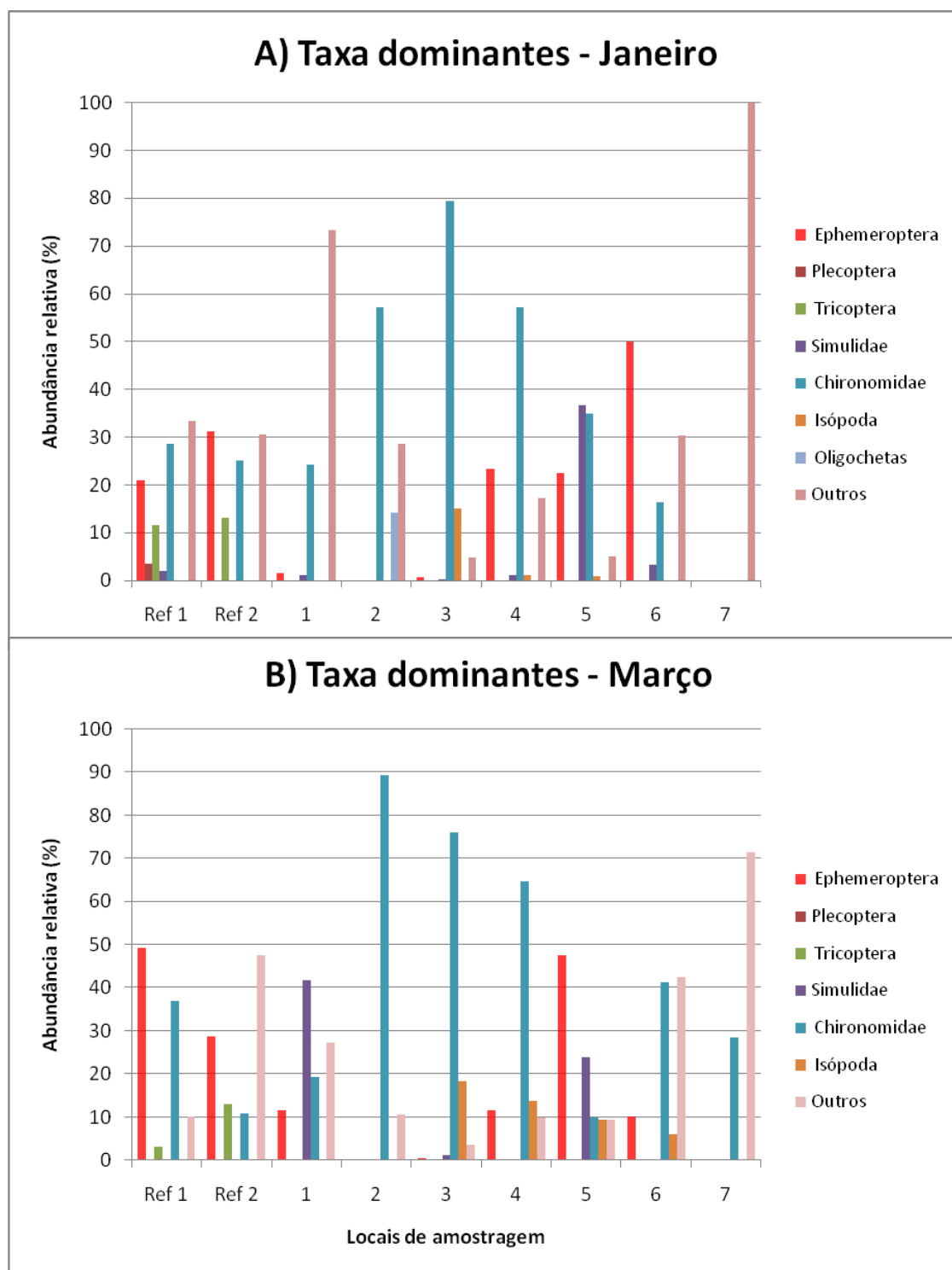


Figura 17: Variação dos principais taxa nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

5.4.2. Índices de diversidade

Comparando as várias amostras, observaram-se, tal como para as medidas de composição já referidas, diferenças entre os vários locais. Pela análise do cálculo do índice de Shannon-Wiener (figura 18), verifica-se que os locais de referência apresentaram a maior diversidade em Janeiro e em Março, aos quais se juntou Perrães (local de amostragem 6) neste último mês. Todavia, foi na Parada (ref.2) que se registou o valor máximo em Janeiro e em Março (2,17 e 2,22, respectivamente). Os valores mais baixos foram registados a jusante da Mealhada, com um mínimo de 0,42 na Lagoa Seca, aumentando gradualmente até Perrães (local de amostragem 6). Em relação ao índice de Pielou, que nos permite inferir acerca da equidade, é de destacar uma elevada diminuição em Março, estando, por isso, os organismos distribuídos de uma forma desigual pelas taxa presentes nas amostras analisadas. Apesar deste facto, não se verificaram grandes alterações no índice de Shannon o que indica que este foi mais influenciado por factores como a abundância e a riqueza.

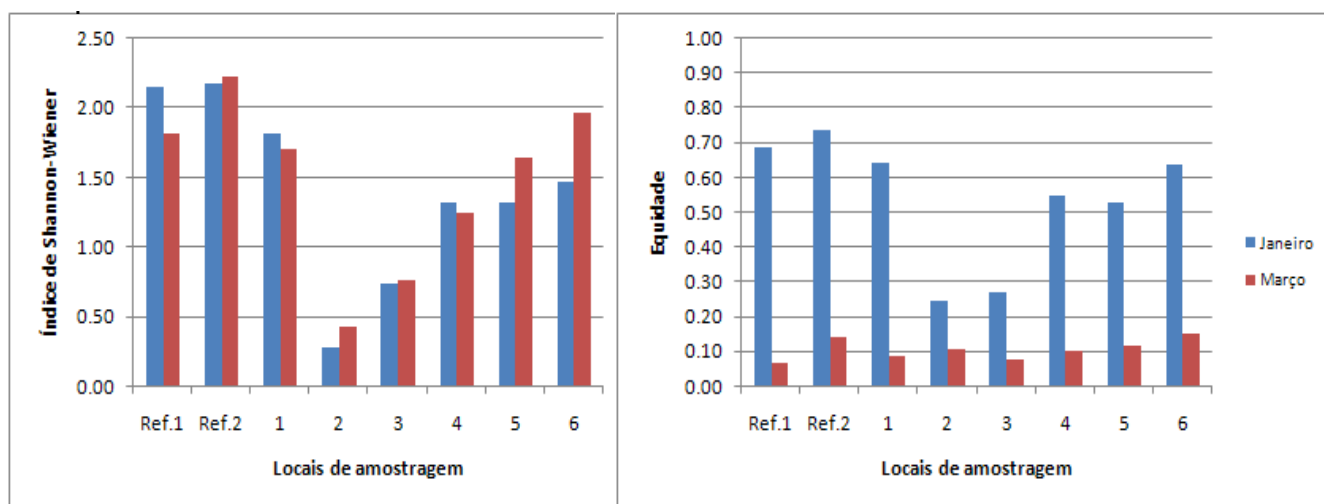


Figura 18: Variação do índice de Shannon-Wiener de diversidade e índice de Pielou (equidade) nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães, 7-Pateira de Fermentelos.

5.4.3. Detecção de diferenças/semelhanças das comunidades entre estações ou entre locais de amostragem

As percentagens de semelhança entre as comunidades de macroinvertebrados, obtidas através do cálculo do índice de Percentagem de Similariedade e do índice de Jaccard, apresentam-se nas tabelas 9 e 10.

Tabela 9: Percentagem de semelhança de comunidades de macroinvertebrados, obtida pelo cálculo do índice de Percentagem de Similaridade e pelo índice de Jaccard entre amostras de Janeiro e Março.

Janeiro-Março	Índice de Percentagem de Similaridade	Índice de Jaccard
Ref. 1	51.6	34.6
Ref. 2	71.7	32.4
1	41.3	31.6
2	57.1	14.3
3	94.8	30.8
4	73.1	32.0
5	58.7	40.0
6	26.9	26.1
7	95.4	25.0

Ambos os índices mostraram diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados colhidas em Janeiro e as colhidas em Março, em todos os locais amostrados. No entanto, o índice de Percentagem de Similaridade sobrestimou a semelhança entre as comunidades de macroinvertebrados, amostradas em Janeiro e em Março, nos seguintes locais de amostragem: Parada, Lagoa Seca, Malaposta, S. João da Azenha e Pateira de Fermentelos. Este índice é menos sensível a mudanças na estrutura da comunidade que o índice de Jaccard (Boyle *et al.*, 1990), sendo mais sensível à abundância total e à abundância relativa dos organismos de cada amostra (Cao *et al.*, 1997; Pridmore & Roper, 1985). O índice de Jaccard revelou maior semelhança entre estações na Ribeira de Trezói, Parada, Viadores e Ponte do Repolão, sendo, todavia, inferior a 50% em todos os locais amostrados. Contudo, verificou-se um decréscimo da semelhança entre comunidades nos locais onde se registaram maiores alterações no grau de poluição orgânica, com excepção da Ponte de Perrães (local de amostragem 6).

Pela análise da tabela 10, verificou-se que, de um modo geral, a percentagem de semelhança entre as comunidades decresce com o aumento da distância entre os locais em comparação. Em Janeiro e em Março, a Ribeira de Trezói e Parada (locais de amostragem ref. 1 e ref. 2) foram dos locais que apresentaram maior percentagem de semelhança.

O índice de Jaccard demonstrou ainda uma certa tendência para a diminuição do número de *taxa* em comum entre amostras de locais menos poluídos quando comparados com locais com maior grau de poluição, sendo de destacar a comparação entre a Ribeira de Trezói e Lagoa Seca (locais de amostragem ref. 1 e 2, respectivamente). O índice de Percentagem de Similaridade falhou na detecção deste tipo de tendência, em ambos os meses, demonstrando, neste caso, ser mais sensível à abundância relativa dos organismos nos *taxa* em comum do que propriamente a diferenças na estrutura das comunidades.

Os resultados obtidos entre a Pateira e os restantes pontos, principalmente para Janeiro, demonstraram que metade dos locais amostrados não possuíam nenhum *taxa* em comum

com a Pateira (foram exceção Viadores, Malaposta, S. João da Azenha e Ponte de Perrães). No entanto, o único *taxa* em comum encontrado foi a família Astacidae da classe Decápoda. A presença de indivíduos Chironomidae em Março contribui para o aumento da percentagem de semelhança entre a Pateira e os restantes pontos amostrados.

Tabela 10: Percentagem de Semelhança de comunidades de macroinvertebrados, obtida pelo cálculo do índice de Percentagem de Similaridade entre comunidades e pelo índice de Jaccard entre os vários locais amostrados.

Índice de Percentagem de Semelhança									Índice de Jaccard								
Janeiro									Janeiro								
	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7		Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Ref. 1	68.3	28.4	50.6	34.0	47.8	41.9	24.6	0.0	Ref. 1	27.3	17.1	7.4	15.4	24.3	20.0	17.6	0.0
Ref. 2	-	28.4	39.3	25.9	36.3	28.0	18.6	0.0	Ref. 2	-	10.8	8.7	11.4	15.2	9.7	10.0	0.0
1	-	-	24.4	25.8	41.3	27.0	22.0	1.4	1	-	-	5.0	28.1	30.0	21.4	25.9	5.6
2	-	-	-	57.1	57.1	35.3	16.8	0.0	2	-	-	-	5.6	6.3	7.1	7.7	0.0
3	-	-	-	-	61.3	37.9	18.3	0.1	3	-	-	-	-	32.1	23.1	32.0	6.3
4	-	-	-	-	-	53.0	35.7	3.1	4	-	-	-	-	-	33.3	34.8	7.1
5	-	-	-	-	-	-	43.2	0.0	5	-	-	-	-	-	-	33.3	0.0
6	-	-	-	-	-	-	-	18.5	6	-	-	-	-	-	-	-	9.1
7	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-
Março									Março								
	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7		Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Ref. 1	45.7	21.7	38.2	39.5	50.2	12.6	42.4	28.6	Ref. 1	28.9	24.5	6.3	17.9	15.0	16.7	12.2	3.2
Ref. 2	-	12.1	10.9	11.3	22.4	12.4	15.7	10.9	Ref. 2	-	18.4	9.5	14.3	10.3	12.9	10.0	5.0
1	-	-	21.7	21.9	23.9	47.5	26.9	19.4	1	-	-	12.0	21.9	18.2	25.7	14.7	8.3
2	-	-	-	76.7	67.6	13.0	45.1	28.6	2	-	-	-	13.3	12.5	11.1	11.8	14.3
3	-	-	-	-	80.0	21.6	48.5	28.6	3	-	-	-	-	26.1	24.0	16.7	7.1
4	-	-	-	-	-	27.1	55.2	29.1	4	-	-	-	-	-	34.6	28.0	6.7
5	-	-	-	-	-	-	27.5	10.5	5	-	-	-	-	-	-	33.3	11.8
6	-	-	-	-	-	-	-	29.7	6	-	-	-	-	-	-	-	12.5
7	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-

5.4.4. Relações tróficas

A estrutura trófica de uma comunidade é baseada nos mecanismos de aquisição de alimento e é fortemente influenciada pelo tipo de vegetação ripícola e pelo tipo de uso de solo ripícola, entre outros (Sweeney *et al.*, 1991; Weigel *et al.*, 2000; Tavzes *et al.*, 2006). Ambos são fontes de detritos orgânicos e de nutrientes (Tavzes *et al.*, 2006).

Para além das diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados, foram notórias diferenças ao nível da abundância relativa dos grupos tróficos colectores, raspadores, predadores e trituradores, entre estações do ano e entre os diferentes locais de amostragem (figura 19).

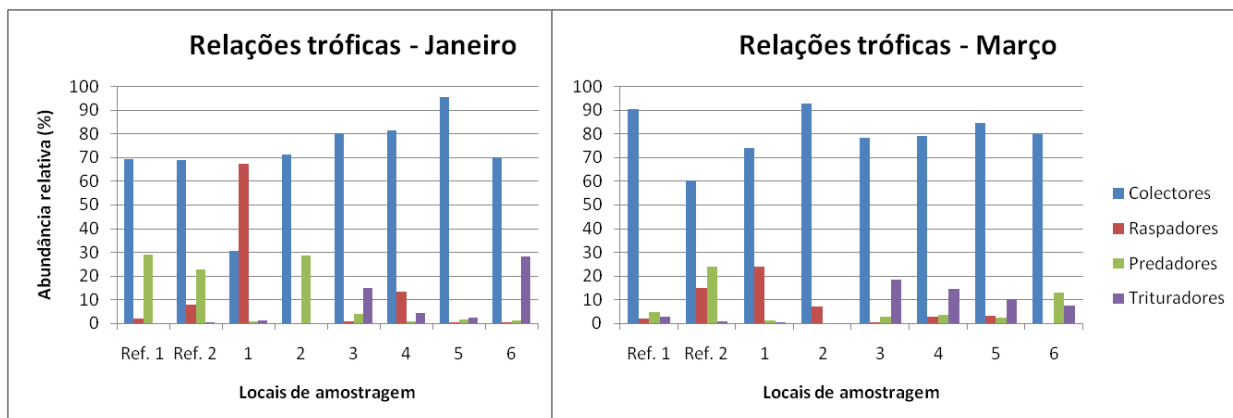


Figura 19: Distribuição relativa dos grupos tróficos, colectores, raspadores, predadores e triturados, nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1-Viadores, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães.

Em ambas as estações amostradas os colectores foram os mais dominantes, seguindo-se os predadores em Janeiro e os Raspadores em Março. De Janeiro para Março a percentagem de colectores aumentou na Ribeira de Trezói, Viadores, Lagoa Seca e Ponte de Perrães (locais de amostragem Ref.1, 1, 2 e 6, respectivamente). Os colectores agregadores apareceram em maior percentagem em relação aos colectores filtradores, em todos os locais amostrados, excepto em Viadores (local de amostragem 1) em Março (Anexo Q). Fore *et al.* (1996) constatou que, sendo os agregadores constituídos por organismos considerados como tolerantes e por organismos considerados intolerantes, a resposta destes à poluição poderá ser variável. Consequentemente, a resposta dos colectores à poluição poderá, de igual forma, ser indeterminada. No entanto, o estudo do tipo de organismos que contribui para a variação de colectores entre locais e entre estações do ano poderá contribuir para uma melhor compreensão da sua variação, entre locais e entre ambas as épocas amostradas. Assim sendo, o aumento de colectores registado na Ribeira de Trezói pareceu estar relacionado com o acréscimo de organismos da ordem Ephemeroptera de Janeiro para Março, bem visível na figura 17, associado a uma diminuição da abundância de predadores como Plecoptera e Athericidae. Os Ephemeroptera são na sua maioria colectores agregadores (Mandaville, 2002) e intolerantes à poluição orgânica (Lydy *et al.*, 2000). Relativamente à Lagoa Seca e Ponte de Perrães, o aumento de colectores associou-se ao aumento de Díptera, nomeadamente de Chironomidae, que, tal como a maioria dos Ephemeroptera, são colectores agregadores (Mandaville, 2002), e à diminuição da abundância de predadores como os Athericidae. Em Viadores, o aumento da abundância relativa de Simuliidae (organismos filtradores) em Março e a diminuição da abundância relativa dos raspadores parecem ser a justificação para o aumento dos colectores filtradores neste local.

De Janeiro para Março, a percentagem de raspadores diminuiu nos locais de amostragem 1, 3, 4 e 6, tendo aumentado nos restantes locais. Apesar da considerável diminuição de

raspadores em Viadores (local de amostragem 1), observou-se aqui a maior percentagem de ocorrência deste grupo trófico, em ambos os meses, devido à elevada abundância de Gastropoda raspadores, no local, em ambos os meses. Barbour *et al.* (1996) reportou que a proporção de raspadores diminui com o aumento do impacto humano na qualidade dos ecossistemas aquáticos. No entanto, os resultados obtidos, visíveis na figura 19, parecem estar mais de acordo com os estudos de Fore *et al.* (1996) que lhe permitiram verificar que a resposta dos raspadores, ao impacto das actividades humanas na qualidade da água, é variável. A maior abundância de raspadores foi registada em Viadores e poderá estar relacionada com a elevada vegetação emergente.

De Janeiro para Março, a percentagem de trituradores aumentou em todos os locais amostrados, com excepção de Viadores, Lagoa Seca e Perrães (locais de amostragem 1, 2 e 6). Na Lagoa Seca este grupo não foi registado em nenhuma das amostragens. Em Viadores e Perrães a abundância relativa de trituradores diminuiu. Novamente, os resultados obtidos parecem estar mais de acordo com os estudos de Fore *et al.* (1996), que lhe permitiram verificar que a resposta dos trituradores ao impacto das actividades humanas na qualidade da água também é variável.

5.5. Classificação da qualidade da água – índices biológicos de qualidade da água

O cálculo do FBI, BMWP e ASPT, cujos resultados se apresentam na figura 20, permitiu distinguir diferenças de qualidade da água entre os vários locais amostrados, principalmente entre os locais escolhidos como referência e os restantes.

Nos locais de referência (Ribeira de Trezói e Parada) a qualidade da água manteve-se inalterada entre Janeiro e Março. Os valores do FBI variaram entre 5.21 e 5.46, sugerindo uma qualidade da água aceitável, com um grau moderado de poluição orgânica (Hilsenhoff, 1988). No entanto, o valor de ASPT calculado, tanto para Janeiro como para Março, classificou ambos os locais como água de boa qualidade. Esta diferença de classificações parece estar associada à sobrestimação do grau de poluição em locais sem aparente poluição orgânica, característica do FBI (Hilsenhoff, 1988). A elevada abundância relativa de organismos pertencentes a famílias com valores de tolerância elevados como os Chironomidae, registada nestes locais, aumentou o valor de FBI, apesar da dominância de famílias indicadoras de elevada qualidade da água, como as famílias EPT nomeadamente as famílias da ordem Plecoptera na Ribeira de Trezói (DEPSM, 2008).

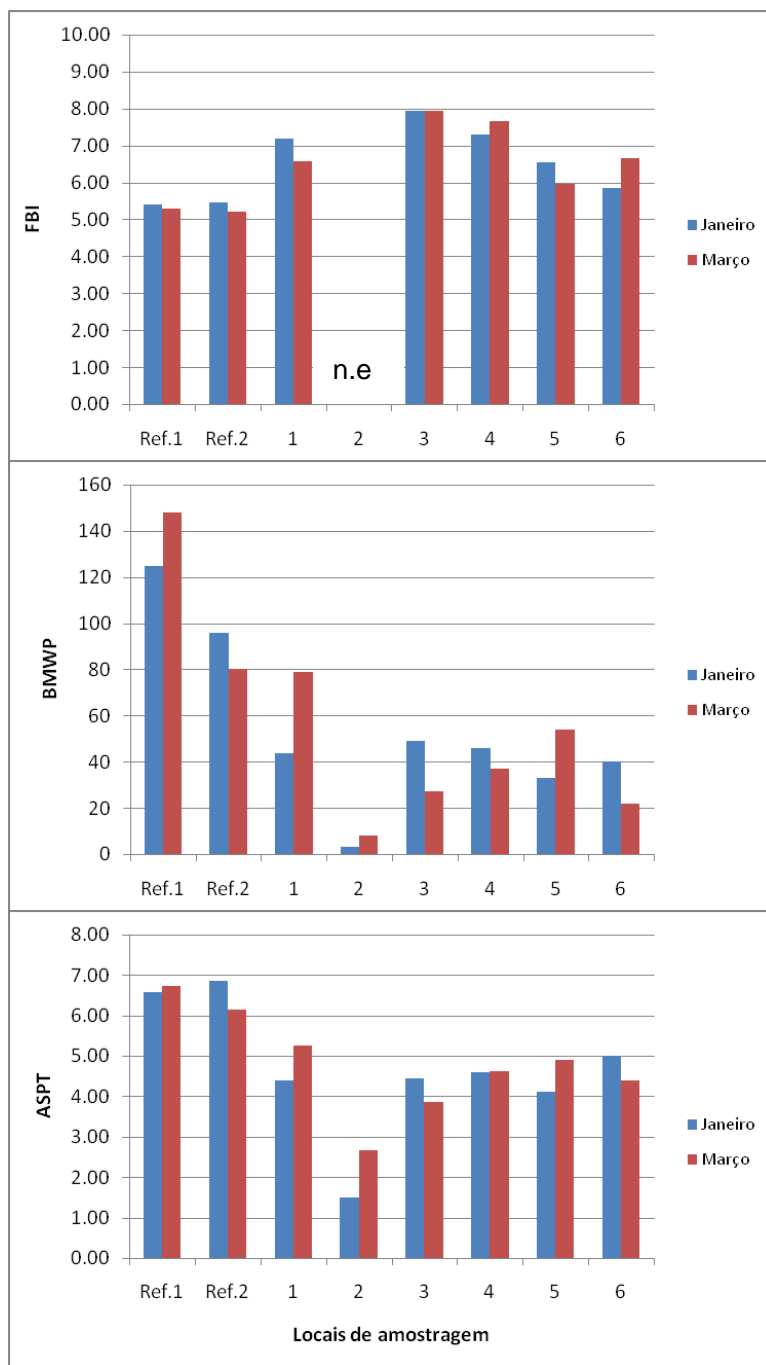


Figura 20: Variação dos índices de qualidade orgânica da água, FBI, BMWP e ASPT, nos vários pontos amostrados em Janeiro e Março de 2008: Ref.1-Ribeira de Trezói, Ref.2- Parada, 1- Viadores, 2- Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S.João da Azenha, 5-Ponte do Repolão, 6- Ponte de Perrães. O FBI não foi estimado na Lagoa Seca.

A fauna contabilizada em Janeiro e em Março indicou uma qualidade da água ligeiramente mais fraca em Viadores (local de amostragem 1), comparativamente com os locais de referência (figura 20). No entanto, tal como sugerido pela análise das restantes métricas e dos dados físico-químicos, registou-se uma melhoria da qualidade da água. A classificação da água neste local passou de fraca/relativamente fraca, em Janeiro, a aceitável, em Março.

Novamente o FBI mostrou-se discordante com os restantes índices, sobrestimando o grau de poluição ao classificá-la como fraca neste mês.

A diminuição da qualidade da água é bem notória nos locais a jusante da Mealhada. A acentuada diminuição dos índices BMWP e ASPT na Lagoa Seca (local de amostragem 2) confirmaram a muito fraca qualidade da água, com um severo grau de poluição orgânica. Porém, contrariamente às análises físico-químicas, ambos os índices demonstraram uma ligeira melhoria da qualidade da água neste local. O aumento da riqueza em Março, na Lagoa Seca, contribuiu para este resultado. A Lagoa Seca não foi apresentada no gráfico dos valores de FBI da figura 20, uma vez que, o cálculo deste índice não é válido para amostras com menos de 100 organismos (Lillie *et al.*, 2003), como foi o caso. Na Malaposta a água foi classificada como muito fraca pelo índice FBI em Janeiro e Março, e pelo BMWP e pelo ASPT como relativamente fraca e fraca, em Janeiro e Março, respectivamente. Estes dois últimos índices parecem ter falhado na detecção da real qualidade da água neste local devido à presença de famílias com elevado valor de intolerância, classificadas como altamente sensíveis à poluição orgânica, sendo o caso da família Ephemerellidae (Armitage *et al.*, 1983). Desta família apenas foi registado um indivíduo em Janeiro, sugerindo que este terá sido arrastado por acção das correntes, de um local situado a montante com características menos poluídas (Brittain & Eikeland, 1988; Cao *et al.*, 1996; Paul & Meyer, 2001). Assim sendo, em Janeiro, a Malaposta foi classificada pelos BMWP e o ASPT com menor poluição orgânica do que a realmente existente. No entanto, estes índices reforçaram o aumento deste tipo de poluição, neste local, em Março, já sugerido pelos resultados químicos de CBO_5 e o azoto amoniacal, e pelo índice EPT. Tal como na Malaposta, os índices de qualidade da água permitiram verificar que a qualidade desta diminuiu de Janeiro para Março em S. João da Azenha e Ponte de Perrães. O mesmo não se registou na Ponte do Repolão. O aumento da abundância de Ephemeroptera neste local pareceu contribuir para a subestimação da poluição no mesmo. Apesar destas considerações os índices demonstraram uma ligeira diminuição da poluição orgânica no desenvolvimento do rio Cértima da Malaposta até à Pateira de Fermentelos, demonstrando alguma autodepuração da poluição introduzida pelas fontes pontuais e difusas na zona da Mealhada.

5.6. Canoco: relação entre os dados físico-químicos e a composição de macroinvertebrados

A figura 21 representa a RDA efectuada aos dados de Janeiro e permitiu verificar

diferenças entre a distribuição das famílias pelos vários locais amostrados e quais as variáveis ambientais que mais parecem ter contribuído para essa distribuição. Os locais ref. 1 (Ribeira de Trezói) e ref.2 (Parada) apareceram isolados dos restantes no primeiro quadrante. Junto a estes locais apareceram as famílias mais sensíveis à poluição como as pertencentes às ordens Plecoptera, Ephemeroptera, Tricoptera e Odonata (Hilsenhoff, 1988; Armitage *et al.*, 1983). A quantidade de oxigénio dissolvido apareceu como a variável ambiental que mais se relacionou com a distribuição destas famílias. De facto, estes organismos são extremamente sensíveis à diminuição de oxigénio dissolvido na água pois este é essencial para os processos de respiração dos mesmos (Dohner *et al.*, 1997; DEPSM, 2008).

Também o local de amostragem 1 (Viadores) se destacou dos restantes locais no segundo quadrante. A elevada abundância de organismos da classe Gastropoda e Colembola neste local parece explicar a sua segregação.

O local 2 (Lagoa Seca) destacou-se dos restantes, no terceiro quadrante, pela quase nula presença de macroinvertebrados.

Os restantes locais 3, 4, 5 e 6 (Malaposta, S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ponte de Perrães, respectivamente) surgiram, na análise, próximos entre si. Os resultados da RDA demonstraram que as variáveis ambientais associadas a situações de poluição orgânica, como os nutrientes, se relacionaram com a distribuição da comunidade de macroinvertebrados nestes locais, mas que, porém, outros factores como a condutividade, a temperatura e o pH exerceram grande impacto na mesma distribuição. O impacto da condutividade nas comunidades biológicas não é bem conhecido, no entanto, sabe-se que, a presença de metais pesados, responsáveis pela elevada condutividade, têm efeitos negativos na vida aquática (Meidel & Tsomides, 2003), tais como: o declínio da taxa de crescimento e de reprodução; a redução do tamanho das populações de macroinvertebrados; e mudanças na estrutura das comunidades (Paul & Meyer, 2001 & Beasley & Kneale, 2002). O presente estudo não englobou a monitorização de concentrações de metais pesados na água, no entanto, Reis (2000) detectou elevadas concentrações de chumbo e zinco ao longo do rio Cértima e ainda uma ligeira contaminação por cobalto, crómio e cobre. As concentrações destes metais, detectadas no rio da Serra, num local próximo confluência deste com o rio Cértima, foram praticamente nulas. O pH afecta vários processos químicos e biológicos na água. A maior parte dos animais aquáticos preferem uma gama de pH entre os 6.5 e os 8.0 (Dohner *et al.*, 1997). As famílias mais tolerantes à poluição pareceram estar positivamente relacionadas com valores de pH mais próximos de 8. A temperatura afecta a sensibilidade dos organismos à poluição, uma vez que este parâmetro exerce influência directa sobre o oxigénio dissolvido na água (um aumento de temperatura diminui a quantidade de oxigénio dissolvido), na taxa de fotossíntese realizada pelas plantas aquáticas e na taxa metabólica dos organismos aquáticos (Dohner *et al.*, 1997).

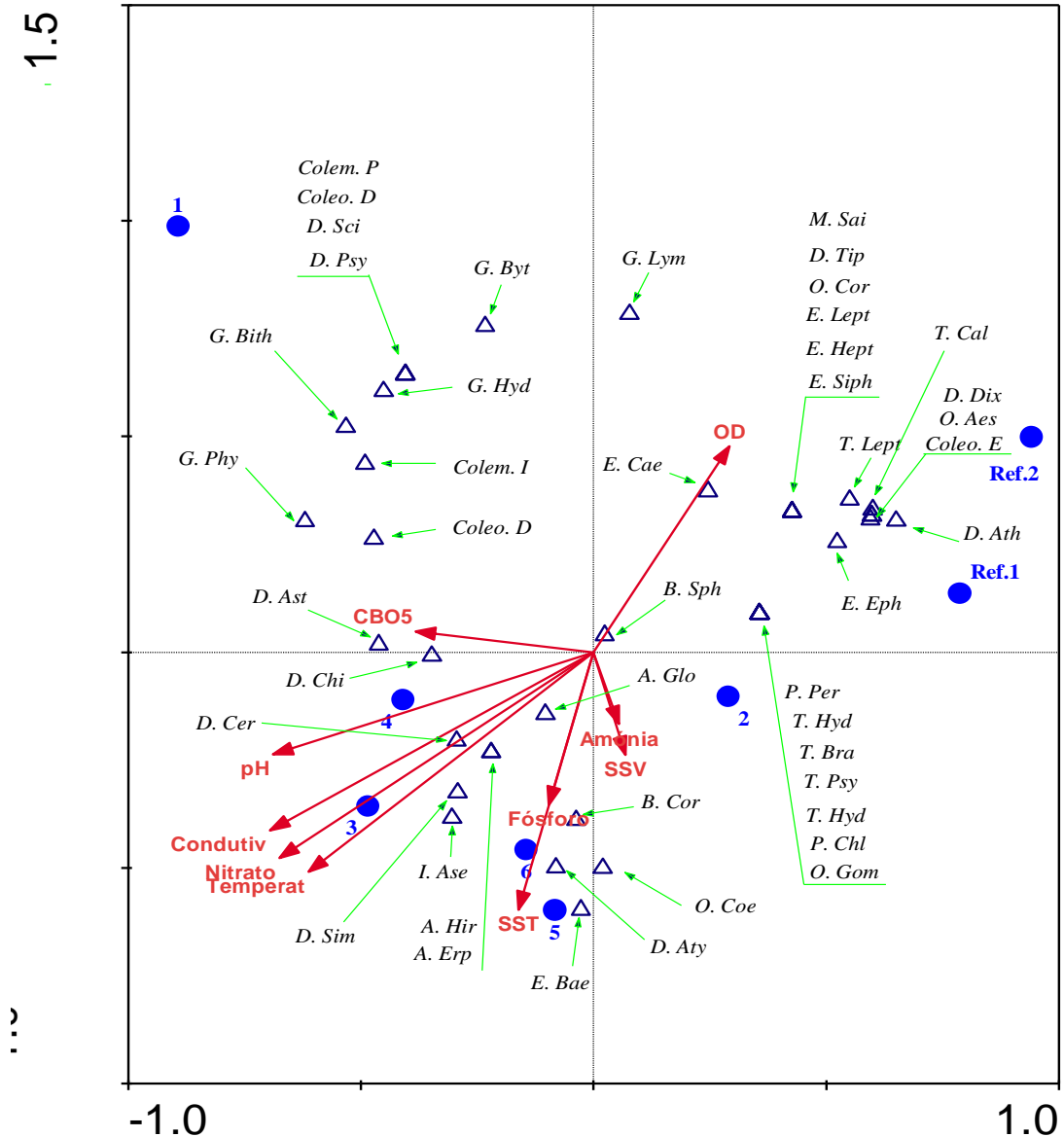


Figura 21: Distribuição canônica resultante da análise RDA de Janeiro.

Os resultados da análise RDA com os dados da amostragem de Março não sofreram grandes alterações relativamente à análise de Janeiro no que respeita à distribuição dos vários locais, realçando-se, no entanto, a maior aproximação dos locais 2, 3, 4, 5 e 6. A distribuição das famílias mudou ligeiramente.

Em ambos os meses de amostragem, a maior parte das famílias concentrou-se no quadrante pertencente aos ref. 1 e ref. 2, demonstrando, uma vez mais, a elevada riqueza associada a estes locais tidos como referência.

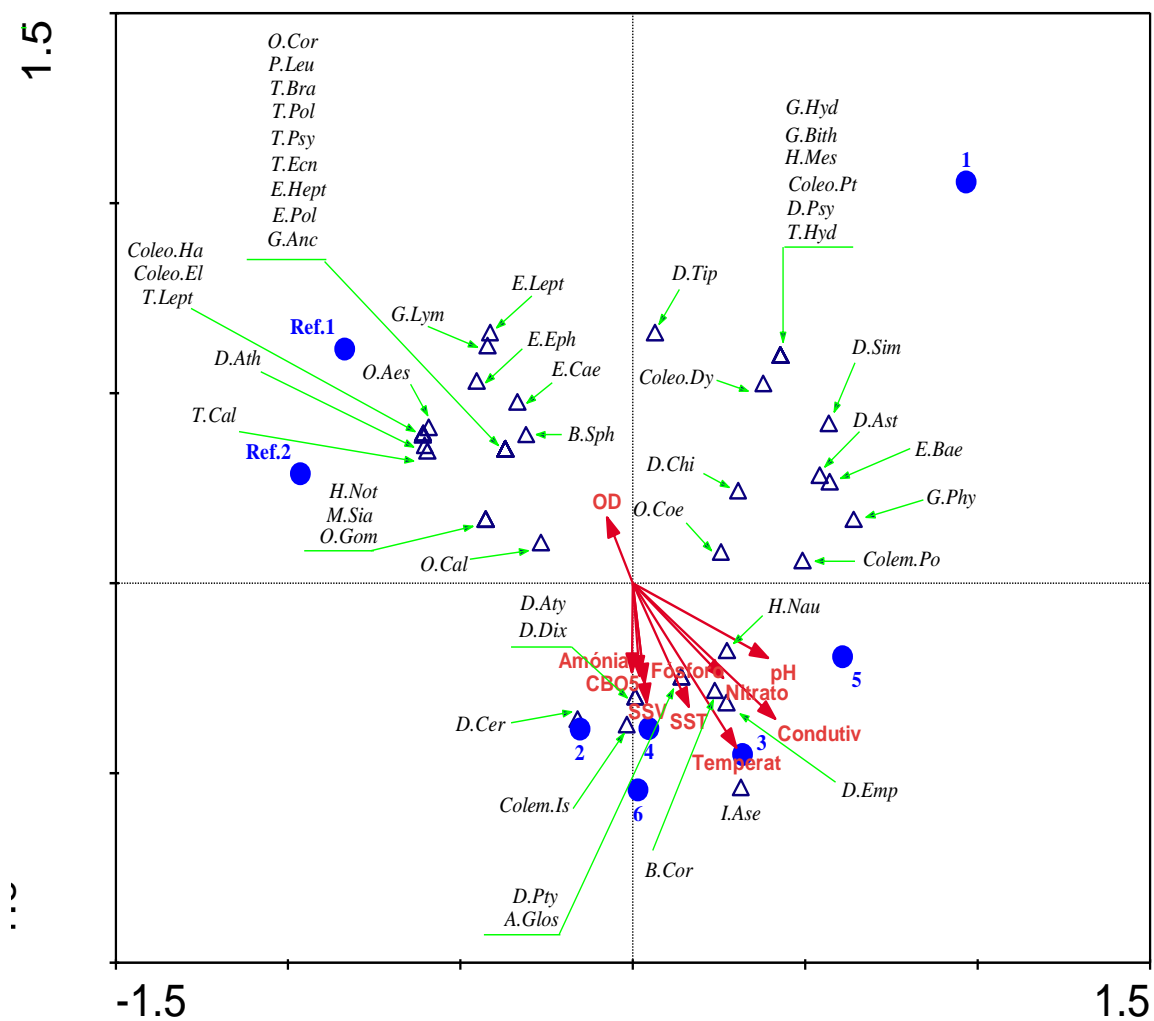


Figura 22: Distribuição canónica resultante da análise RDA de Março.

Capítulo 6

Considerações Finais

Capítulo 6 – Considerações finais

Este trabalho constitui uma ferramenta para a implementação da Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro, na medida em que foram monitorizados e integrados parâmetros físico-químicos, biológicos e hidromorfológicos. Os resultados obtidos através da monitorização destes parâmetros, ao longo deste estudo, permitiram efectuar uma série de considerações sobre a composição físico-química das águas superficiais da bacia do Cértima e sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados bentónicos, com o objectivo final de avaliar a qualidade da água.

Os vários índices biológicos usados neste estudo mostraram que muitas das diferenças registadas nos vários locais de amostragem se podem relacionar com a poluição orgânica, resultante das actividades antropogénicas ao longo da bacia, embora os efeitos desta nos macroinvertebrados variem de local para local. A agricultura, a pecuária, as descargas de águas residuais domésticas e as diversas actividades industriais (vitivinícolas, abate de animais, cerâmica e metalúrgica) foram as actividades antropogénicas que mais se destacaram. Estas actividades afectam a qualidade das águas superficiais, a biodiversidade e a distribuição dos macroinvertebrados, não permitindo que espécies mais sensíveis, que ocorrem naturalmente em locais menos poluídos, vivam e se reproduzam. Todavia, a análise canónica efectuada demonstrou que variáveis como o pH, a temperatura e a condutividade estão também fortemente relacionadas com a distribuição das famílias de macroinvertebrados que ocorrem na Malaposta, em S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ponte de Perrães. A relação da condutividade com a distribuição das famílias por estes locais sugere, que para além da contaminação orgânica, poderá existir contaminação por metais pesados nos mesmos locais. Os resultados permitiram ainda inferir, que diferenças entre as características hidromorfológicas dos locais amostrados também contribuem para a qualidade da água e consequentemente influenciam a distribuição e abundância das comunidades de macroinvertebrados.

A zona Este da bacia, onde se localizam os locais de referência (Ribeira de Trezói e Parada), apresenta os valores mais baixos de pH, e uma menor concentração de sais em solução. Regista ainda, tanto em Janeiro como em Março, uma baixa carga orgânica, com valores de carência bioquímica de oxigénio abaixo de 1mg/L e ainda baixa concentração de nutrientes, como o fósforo, o nitrato e o azoto amoniacal. As comunidades de macroinvertebrados são constituídas por uma vasta riqueza taxonómica de macroinvertebrados, reflectindo a maior diversidade registada nos locais amostrados. Em ambas as estações amostradas verifica-se, nesta zona, a presença de um elevado número de famílias EPT, consideradas como intolerantes à poluição orgânica, tal como uma elevada

percentagem destes organismos. A análise RDA confirma a maior abundância destes organismos nos locais de referência. Tanto estes resultados como os índices de qualidade da água BMWP e ASPT reforçam a suposição inferida no início deste estudo, de que o impacto humano na zona é praticamente nulo, sendo a água de boa qualidade sem aparente poluição orgânica.

Na zona de Viadores, o aumento do número de famílias EPT e a percentagem destes organismos coincidiu com a registada melhoria da qualidade físico-química da água, de Janeiro para Março. A quantidade de matéria orgânica diminuiu, passando de uma concentração superior aos 5 mg/L máximos admissíveis para o cumprimento dos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Anexo XXI, Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto) para 1,5 mg/L. No entanto, o aumento da abundância relativa de organismos pertencentes à família Simuliidae é indicativo de que a poluição orgânica continua presente no local. De Janeiro para Março, as mudanças morfológicas (aumento de vegetação aquática) em associação com a ligeira melhoria da qualidade da água, poderão explicar o elevado aumento da abundância total registada no local.

A situação mais crítica de poluição orgânica encontra-se no troço do rio Cértima a jusante da Mealhada, destacando-se a Lagoa Seca, onde os valores de percentagem de oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, azoto amoniacal, em Janeiro, e ainda o fósforo total, em Março, não respeitaram os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais. Também a elevada quantidade de matéria orgânica em Março foi responsável pela quase situação de anoxia verificada neste local. Relativamente à comunidade de macroinvertebrados, observaram-se valores de abundância e riqueza extremamente baixos na Lagoa Seca. Além disso, a comunidade de macroinvertebrados apresentou-se constituída, maioritariamente, por organismos altamente tolerantes à poluição como os pertencentes à família Chironomidae e à classe Oligocheta. Os índices de qualidade da água ASPT e BMWP classificaram a água do local como muito fraca, com um severo grau de poluição orgânica. Efluentes agro-pecuários e domésticos provenientes de uma exploração pecuária, situada a Sudoeste da Lagoa Seca, e do núcleo populacional da Mealhada, situado a montante do mesmo local são as principais fontes de contaminação orgânica do local. O baixo caudal do rio ao atravessar esta região favorece a concentração de poluentes e dificulta a autodepuração das águas.

O impacto das actividades antrópicas registadas na Mealhada é ainda bem visível na Malaposta, S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ponte de Perrães. Em Janeiro, na Malaposta, o valor de azoto amoniacal registado ultrapassou o valor máximo admissível para o cumprimento dos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais. Em Março, ainda na Malaposta, a carência bioquímica de oxigénio, tal como o azoto amoniacal, ultrapassaram o valor máximo admissível para o cumprimento dos objectivos

ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais. Registou-se uma diminuição da abundância de organismos menos tolerantes à poluição, como os Baetidae, tendo-se observado apenas 5 organismos em Março. A muito fraca qualidade da água da Malaposta, com elevado grau de poluição orgânica foi confirmada pelo índice de qualidade da água, o FBI.

Tal como na Malaposta, os índices de qualidade da água e as análises físico-químicas permitiram verificar que a qualidade desta diminuiu de Janeiro para Março em S. João da Azenha e Ponte de Perrães. O mesmo não se registou na Ponte do Repolão. O aumento da abundância de Ephemeroptera neste local pareceu contribuir para que os índices de qualidade da água subestimassem o grau de poluição no mesmo local. Em S. João da Azenha, parâmetros como a carência bioquímica de oxigénio e o azoto amoniacal ultrapassaram, em Março, os valores máximos admissíveis para o cumprimento dos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais. O aumento da concentração de nutrientes na Malaposta, Ponte do Repolão e Perrães, em Março, teve ainda como consequência, o aumento da vegetação aquática.

O rio Cértima apresenta problemas de eutrofização durante a maior parte do seu percurso. Os locais Viadores, Lagoa Seca, Malaposta, S. João da Azenha, Ponte do Repolão, Ponte de Perrães encontram-se eutrofizados, sendo o grau de eutrofização menos relevante em Viadores e mais preocupante na Lagoa Seca. Apesar de todas as considerações anteriores, as análises físico-químicas e os índices biológicos demonstraram uma ligeira diminuição da poluição orgânica no desenvolvimento do rio Cértima da Malaposta até à Pateira de Fermentelos, demonstrando alguma autodepuração da poluição introduzida pelas fontes pontuais e difusas na zona da Mealhada. A presença de organismos da ordem Isopoda na Malaposta, S. João da Azenha, Ponte do Repolão e Ponte de Perrães reforça a ideia de que estes locais começam a recuperar da contaminação pelas águas residuais.

No troço final da bacia, correspondente à Pateira de Fermentelos, a carga orgânica reflecte o desenvolvimento de biomassa aquática, apresentando valores de CBO₅ em Janeiro que ultrapassaram o valor máximo admissível respeitante aos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais. As concentrações de fósforo registadas na lagoa são próprias de águas eutrofizadas. Do ponto de visto biológico, a qualidade da água da Pateira não pôde ser discutida pois, todas as medidas usadas para descrever as comunidades de macroinvertebrados e analisar a qualidade da água neste trabalho, foram desenvolvidas para rios e não para lagos. Para além disto, devido à falta de meios, a amostragem apenas pôde ser feita nas suas margens, não sendo representativa do local.

Finalmente, através da análise dos resultados e da informação recolhida neste estudo, verificou-se que as várias abordagens usadas para analisar a qualidade da água se complementam entre si. Os dados físico-químicos permitiram identificar alguns dos poluentes

presentes na bacia hidrográfica do Cértima e quais as principais fontes de poluição, mas não permitiram avaliar o impacto desses poluentes na *biota* residente. A análise dos dados biológicos, permitiu classificar a qualidade da água com base na distribuição e abundância de macroinvertebrados aquáticos existente em cada local. Os dados hidromorfológicos facultaram a interpretação de algumas das características físico-químicas e biológicas encontradas. Neste sentido, este trabalho reforça, uma vez mais, a necessidade de se avaliar a qualidade da água através de uma estratégia integrada que englobe a monitorização de parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e biológicos.

Capítulo 7

Referências Bibliográficas

Capítulo 7 – Referências bibliográficas

- ACIB - Associação Comercial e Industrial da Bairrada. (2007). *Bairrada industrial - Pacto para o futuro* (2.^a ed.). *Levantamento industrial da Bairrada*.
- AEA - Agência Europeia do Ambiente. (2003). *Os recursos hídricos da Europa: Uma avaliação baseada em indicadores (Síntese)*. Serviço das Publicações Oficiais da União Europeia, ISBN 92-9167-588-1, Copenhaga.
- AEOB - Agrupamento de escolas de Oliveira do Bairro. (2007 - 2010). *Projecto Educativo*.
- Alho, M. (2006). Recursos Hídricos: A água. *Floresta e Ambiente*, 73, 31.
- Almeida, C. A. (1988). O Concelho de Anadia. Do Cértima ao rebordo montanhoso. Um contributo da Geografia Física para o Urbanismo. *Cadernos de Geografia, Instituto de Estudos Geográficos, Coimbra*, 7, 3-85.
- ANMP - Associação portuguesa de municípios portugueses. (2006). Obtido em 26 de Janeiro de 2008, de Freguesias por distrito/município: <http://www.anmp.pt/>
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17 (3), 333-347.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 185-211.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. *Environmental Protection Agency: Office of Water: Washington (EPA 841-B-99-002)*.
- Baud, P., Bourgeat, S., & Bras, C. (1999). *Dicionário de Geografia*. Lisboa: Plátano Edições Técnicas.
- Beasley, G., & Kneale, P. (2002). Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26, 236-270.
- Bode, R., Novak, M. A., & Abele, L. E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. *New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York*, 89.
- Bode, R., Novak, M. A., Abele, L. E., Heitzman, D. L., & Smith, A. J. (2002). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. *New York Department of Environmental Conservation, Albany, New York*, 115.

- Boyle, T. P., Smillie, G. M., Anderson, J. C., & Beeson, D. R. (1990). A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* , 62, 749-762.
- Brittain, J. E. (1982). Biology of mayflies. *Annual Review of Entomology* , 27, 119-147.
- Brittain, J. E., & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* , 166, 77-93.
- Candeias, A., & Mirão, J. (2008). Projecto GERMINARE: Minas abandonadas - Um problema sério. *Universidade de Évora, Departamento de Química* .
- Cao, Y., Bark, A. W., & Williams, W. P. (1996). Measuring the response of macroinvertebrate communities to water pollution of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* , 341, 1-19.
- Cao, Y., Williams, P., & Bark, A. W. (1997). Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research* , 69, 107-114.
- Carter, J. L., Resh, V. H., Hannaford, M. J., & Myers, M. J. (2006). Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. In F. R. Hauer, & G. Lamberti, *Methods in Stream Ecology* (2nd ed., pp. 806-833). London: Academic press.
- Castillo, L. E., Martinez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M., M.; & Solis, E.. (2006). Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment* , 367, 418-432.
- CCDR-C - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do centro. (2008). Obtido em 28 de Janeiro de 2008, de Caracterização/Indicadores, concelho: <http://www.ccdrc.pt/regiao/caracterizacao-indicadores/concelho>
- Cerejeira, M. J., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valério, M. J., Silva, A.; Ferreira, M.; & Silva-Fernades, A. M. (2003). Pesticides in Portuguese surface waters. *Water Research* 37 , 1055-1063.
- Cerqueira, M. A., Silva, J. F., Magalhães, F. P., Soares, F. M., & Pato, J. J. (2008). Assessment of water pollution in the Antuã River basin (Northwestern Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* , 142, 325-335.
- Cerqueira, M. A., Vieira, F. N., Ferreira, R. V., & Silva, J. F. (2005). The water quality of the Cértima river basin (Central Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* 111 , 297-306.
- Chessmann, B. C., & McEvoy, P. K. (1998). Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia* , 364, 169-182.
- CMA - Câmara Municipal de Águeda. (2007). *Plano Director Municipal de Águeda - Revisão. Resumo não técnico*. Águeda.
- CMA - Câmara Municipal de Anadia. (1994). *Plano Director Municipal de Anadia. Estudos de*

- Caracterização Física*. Anadia, CMA.
- CMM - Câmara Municipal da Mealhada. (1994). *Plano Director Municipal da Mealhada*. Mealhada, CMM.
- CMM - Câmara Municipal da Mealhada. (2008). Obtido em 19 de Fevereiro de 2008, de Actividades económicas: <http://www.cm-mealhada.pt>
- CMO - Câmara Municipal de Oliveira do Bairro. (1994). *Plano Director Municipal de Oliveira do Bairro*. Oliveira do Bairro, CMO.
- Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/ vHLC/ FBO. (2002). *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, 1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Anexo 1. Análise Biofísica (Revisão 1)*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto da água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.
- Consórcio AMBIO/ CHIRON/ AGRI.PRO/ DRENA/ vHLC/ FBO. (2002). *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, 1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Volume I. Sumário Executivo*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto da água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.
- Consórcio AMBIO/ CHIRON/ PROFABRIL/ DRENA/ vHLC/ FBO. (2002). *Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, 1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Anexo 5. Análise da ocupação do solo e Ordenamento do Território*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Instituto da Água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.
- Decreto-Lei N.º 152/97 de 19 de Junho. *Diário da República N.º 139/97 - I. Série-A*. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto. *Diário da República N.º 176/98 - I. Série A*. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei N.º 384-B/99 de 23 de Setembro. *Diário da República N.º 223/99 - I. Série-A*. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.
- Decreto-Lei N.º 58/2005 de 29 de Dezembro. *Diário da República N.º 249/2005 - I. Série-A*. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.
- DEPSM (Department of Environmental Protection of the State of Maine). (2008). Obtido em 22 de Maio de 2008, de Monitoring and Assessment. Biomonitoring. Sampling & Analysis. USA: <http://maine.gov/dep/blwq/docmonitoring/biomonitoring/>
- Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro. (2000). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L327*. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Directiva 76/160/CEE de 8 de Dezembro. (1975). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L031*. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Directiva 76/464/CEE de 4 de Maio. (1976). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L129*. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.

- Directiva 91/271/CEE de 21 de Maio. (1991). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 135. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro. (1991). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 375. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Directiva 96/61/CE de 24 de Setembro. (1996). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 257. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Directiva 98/83/CE de 3 de Novembro. (1998). *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 330. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32, 1455-1462.
- Dohner, E., Markowitz, A., Barbour, M., Simpson, J., Byrne, J., & Dates, G. (1997). Volunteer Stream Monitoring: a Methods Manual. *Environmental Protection Agency: Office of Water (EPA 841-B-97-003)*.
- Eaton, A., Franson, M., Greenberg, A., & Clesceri, L. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (19.^a ed.)*. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Ehrlich, R. L., & Steele, M. S. (2003). *Family-Level key to the Stream Invertebrates of Maryland and Surrounding Areas*. Maryland: CBWP-MANTA-EA-99-2.
- European Water Directors. (2005). *Common implementation strategy for the water framework directive: Towards a guidance document on eutrophication assessment in the context of european water policies*.
- Ferreira, A. M. (2000). *Dados geoquímicos de Base de Sedimentos Fluviais de Amostragem de Baixa Densidade de Portugal Continental: Estudos de Factores de Variação Regional*. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, Aveiro.
- Ferreira, R. V. (2007). *Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima (Portugal)*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.
- Fore, L. S., Karr, J. R., & Wisseman, R. W. (1996). Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 212-231.
- Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. New York: Oxford University Press.
- Gleick, H. P. (1993). *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York: Oxford University Press.
- Griffith, M. B., Hill, B. H., McCormick, F. H., Kaumann, P. R., Herlihy, A. T., & Selle, A. R.

- (2005). Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, 5, 117-136.
- Hauer, F. R., & Lamberti, G. A. (1996). *Methods in Stream Ecology*. ISBN:0-12.332906: Academic Press.
- Hauer, F. R., & Resh, V. H. (2006). Macroinvertebrates. In F. R. Hauer, & G. Lamberti, *Methods in Stream Ecology* (2nd ed., pp. 437-454). London: Academic press.
- Hélios-Rybicka, E., Holda, A., & Jarosz, E. (2005). Monitoring and Quality Assessment of Selected Physical and Chemical Parameters of the Sola River System, South Poland. *Inżynieria Środowiska*, 10 (1), 45-58.
- Hellawell, J. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. London: Elsevier.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65-68.
- IA - Instituto da água. (2001). Obtido em 9 de 12 de 2007, de Plano Nacional da Água, Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ambiente e Ordenamento do Território: <http://www.inag.pt>
- IA - Instituto do Ambiente. (2000). Obtido em 8 de Janeiro de 2007, de Corine Land Cover: http://www.iambiente.pt/portal/page?_pageide=73,408080&_dad=portal&_schema=POR TAL&docs=10616644&cboui=10616644.
- IA - Instituto do Ambiente. (2007). Obtido em 15 de Maio de 2007, de Atlas do Ambiente: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>
- INAG - Instituto da Água. (2001). Obtido em 20 de Janeiro de 2008, de Plano Nacional da Água - Monitorização Quantitativa e Qualitativa dos Recursos Hídricos: http://www.inag.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=9:Plano%20nacional%20da%20%C3%A1gua&catid=4:pna&Itemid=69
- INE - Instituto Nacional de Estatística. (2005). Obtido em 8 de Junho de 2007, de Estatísticas territoriais. Taxas de atendimento de infraestruturas: <http://www.ine.pt>
- INE - Instituto Nacional de Estatística. (2006). Obtido em 26 de Janeiro de 2008, de Anuário estatístico da Região Centro : <http://www.ine.pt>
- Jaccard, P. (1908). Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, XLIV, 163:223.
- Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.
- Lepš, J., & Šmilauer, P. (1999). *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Ceské Budejovice: Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia.
- Lillie, R. A., Szczytko, S. W., & Miller, M. A. (2003). Macroinvertebrate Data Interpretation

- Guidance. *Wisconsin Department of Natural Resources*.
- Lydy, M. J., Crawford, C. G., & Frey, J. W. (2000). A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 469-479.
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*. Project H-1: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Manecas, I. S. (2006). *Caracterização Geoquímica da Bacia Hidrográfica do Rio Cértima*. Dissertação de Mestrado em Geoquímica, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, Aveiro.
- MCOTA & INAG - Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente & Instituto da água. (2002). *Aplicação da Directiva relativa ao tratamento de águas residuais urbanas em Portugal*. Instituto da Água.
- Meidel, S., & Tsomides, L. (2003). *Preliminary Report on the Results of Biological Monitoring Activities Carried out on Birch Stream in Bangor, ME in summer 2003*. USA: Maine of Environmental Protection Document Number: DEPLW0628.
- Mendes, B., & Oliveira, J. (2004). *Qualidade da água para consumo humano*. Lisboa (Portugal): Lidel.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (2006). Trophic Relationships of Macroinvertebrates. In F. R. Hauer, & G. Lamberti, *Methods in Stream Ecology* (2nd ed., pp. 586-609). London: Academic press.
- Metcalfe, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60 , 101-139.
- Miranda, L. M. (1983). *Localização e Caracterização de Efluentes Líquidos da Bacia do Cértima*. Relatório de disciplina de projecto, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente.
- Nixon, S. C., Lack, T. J., & Hunt, D. T. (2000). *Sustainable use of Europe's water? - State, prospects and issues*. Copenhagen: European Environmental Agency.
- OECD. (2008). *Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990*, Paris, France. Obtido em 19 de Junho de 2008, de www.oecd.org/tad/env/indicators
- Oliveira, J. (2008). *Geologia e estratigrafia do Baixo Mondego*. Obtido em 04 de Março de 2008, de História da Terra - A história do Baixo Mondego: <http://fossil.uc.pt/pags/geolestratbm.dwt>
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32 , 333-365.
- Pereira, M. J., Almeida, S. A., Rino, J. M., Gil, M. C., & Pinho, R. M. (1998). *Aspectos da*

- Qualidade de Águas Superficiais da Região de Aveiro*. IV Congresso da Água, APRH, FIL, Lisboa.
- Pielou, E. (1984). *The Interpretation of Ecological Data*. New York: Wiley.
- Pinho, P. M., Luís, A. M., Andersen, M. T., Nogueira, F. M., & Coelho, C. O. (1988). *Estudo para o ordenamento da área envolvente da Pateira de Fermentelos*. Serviço Nacional de Parques. Volumes I, II e III.
- Pridmore, R. D., & Roper, D. S. (1985). Comparison of the macroinvertebrate faunas of runs and riffles in three New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* , 79, 283-291.
- Rader, R. B., & Richardson, C. J. (1994). Response of macroinvertebrates and small fish to nutrient enrichment in the Everglades. *Wetlands* , 14, 134-146.
- Reis, A. R. (2000). *Condicionantes hidrogeológicas e antrópicas na mobilização de elementos poluentes. Um estudo nos rios Águeda e Cértima (Portugal Central)*. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Coimbra, Departamento de Ciências da Terra, Coimbra.
- Rino, J. M., & Gil, M. C. (1987). Diatomáceas do rio Cértima - estudo preliminar. *Revista de Biologia. Universidade de Aveiro* , 1, 53-103.
- Sena, C. (2007). *Interacções água subterrânea-água superficial na zona da Pateira de Fermentelos (Portugal)*. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, Aveiro.
- Serrano, L. (1979). A carga em suspensão transportada pelo rio Cértima. *Boletim do Museu e Laboratório Mineralógico e Geológico da Faculdade de Ciências* , 16 (1), 285-295.
- Shannon, C., & Wiener, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Chicago: University of Illinois Press.
- Sweeney, B. W., Jackson, J. K., Newbold, J. D., & Funk, D. H. (1991). Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in Eastern North America. *Freshwater Ecosystems* , 143-176.
- Tachet, H., Bournaud, M., & Richoux, P. (1980). *Introduction à L'étude des Macroinvertébrés des Eaux Douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Lyon: Université Lyon I & Association Française de Limnologie.
- Tavzes, B., Urbanic, G., & Toman, M. J. (2006). Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth* , 31, 1062-1074.
- Teixeira, C. (1990). *Rio Cértima. Estudo da qualidade da água e caracterização das cargas poluentes*. Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Ter Braak, C. J., & Verdonshot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* , 55, 1-35.
- U.S. EPA. (2002). *Methods for evaluating wetland condition: Developing an Integrate Index of*

- Integrity for Wetlands* . Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA-822-R-02-019.
- Van Den Brink, N. W., Van Franeker, J. A., & Ruiter-Dijkman, E. M. (1998). Fluctuating Concentrations of Organochlorine Pollutants During a Breeding Season in two Antarctic Seabirds: Adélie Penguin and Southern Fulmar. *Environmental Toxicology and Chemistry* , 17 (4), 702-709.
- VICAIRE - Virtual Campus in Hidrology and Water Resources. (2006). Obtido em 13 de Março de 2008, de Qualitative Hidrology. Natural Quality in Streams and Rivers: <http://echo.epfl.ch/>
- Wallace, J. B., Grubaugh, J. W., & Whiles, M. R. (1996). Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* , 6, 140-151.
- Walley, W. J., & Hawkes, H. A. (1997). A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating site type and indicator values. *Water Research* , 31, 201-210.
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic, and similarity indices. *Water Research* , 18, 653.
- Weigel, B. M., & Robertson, D. M. (2007). Identifying Biotic Integrity and Water Chemistry Relations in Nonwadeable Rivers of Wisconsin: Toward the Development of Nutrient Criteria. *Environmental Management* , 40, 691–708.
- Weigel, B. M., Lyons, J., Paine, L. K., Dodson, S. I., & Undersander, D. J. (2000). Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology* , 15, 93-106.

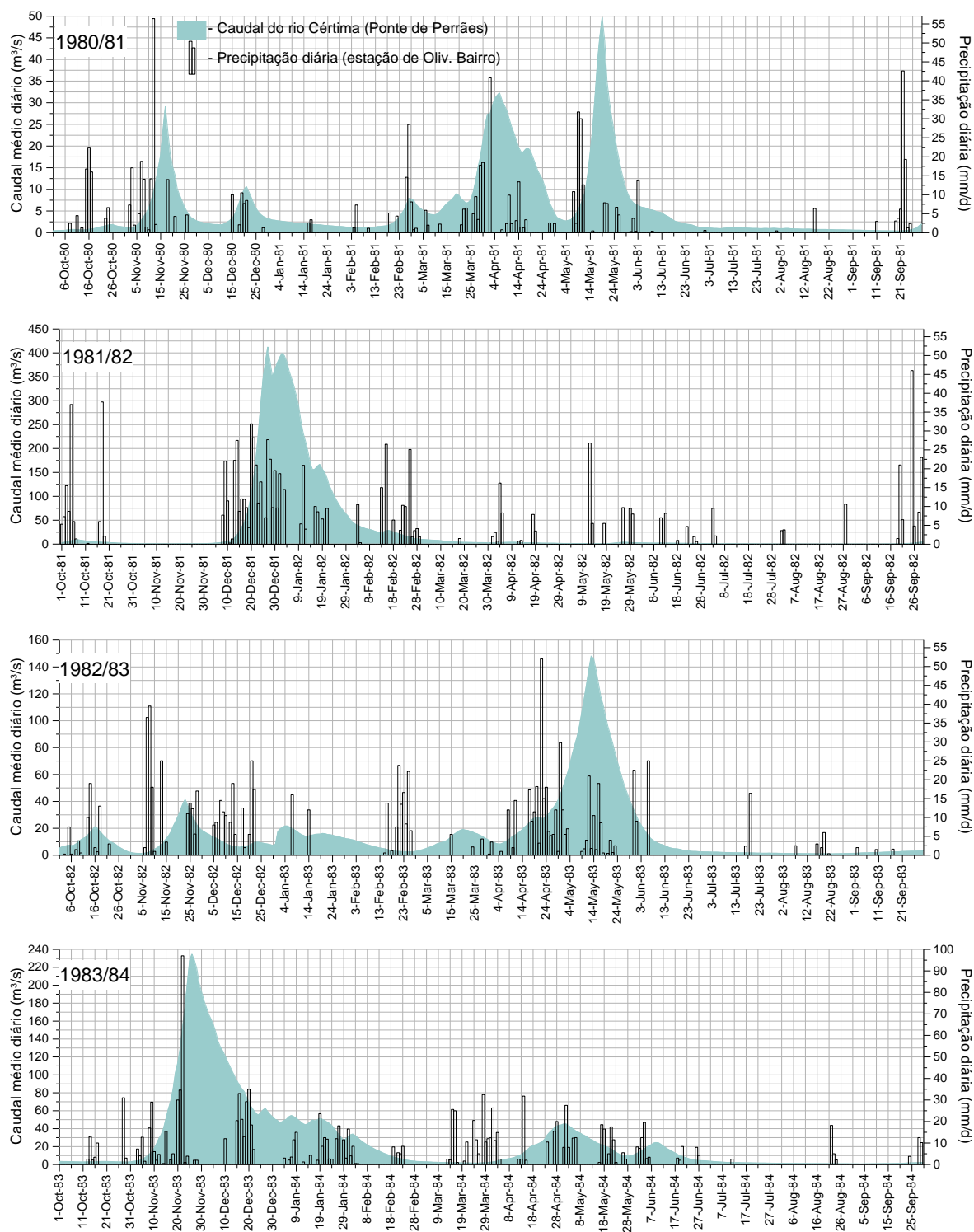
Anexos

Anexos

Anexo A: Habitantes, área e densidade populacional nos concelhos de Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro (ANMP, 2006).

Municípios	Freguesias	Habitantes	Área (ha))	Densidade populacional (hab/km2)
Águeda		49 041	33 350.0	147.0
	Agadão	496	3534	14.0
	Aguada de Baixo	1699	388	437.9
	Aguada de Cima	3952	2755	143.4
	Águeda	11357	2761	411.3
	Barrô	2040	647	315.3
	Belazaima do Chão	588	2009	29.3
	Borralha	2221	925	240.1
	Castanheira do Vouga	708	3441	20.6
	Espinhel	2799	1195	234.2
	Fermentelos	3148	829	379.7
	Lamas do Vouga	760	376	202.1
	Maceira de Alcoba	110	939	11.7
	Macinhata do Vouga	3581	3298	108.6
	Óis da Ribeira	722	369	195.7
	Préstimo	921	3178	29.0
	Recardães	3321	772	430.2
	Segadães	1205	338	356.5
	Travassô	1727	816	211.6
	Trofa	2680	819	327.2
	Valongo do Vouga	5006	3961	126.4
Anadia		31546	21713	145.3
	Aguim	1227	682	179.9
	Amoreira da Gândara	1379	856	161.1
	Ancas	757	634	119.4
	Arcos	5533	1202	460.3
	Avelãs de Caminho	1236	627	197.1
	Avelãs de Cima	2446	4088	59.8
	Mogofres	875	232	377.2
	Moita	2733	3399	80.4
	Óis do Bairro	517	359	144.0
	Paredes do Bairro	1092	673	162.3
	Sangalhos	4350	1724	252.3
	São Lourenço do Bairro	2553	1495	170.8
	Tamengos	1623	836	194.1
	Vila Nova de Monsarros	2001	2361	84.8
	Vilarinho do Bairro	3224	2545	126.7
Mealhada		20751	11114	186.7
	Antes	1029	370	278.1
	Barcouço	2147	2139	100.4
	Casal Comba	3298	1920	171.8
	Luso	2750	1887	145.7
	Mealhada	4043	1028	393.3
	Pampilhosa	4218	1260	334.8
	Vacariça	2080	1776	117.1
	Ventosa do Bairro	1186	734	161.6
Oliveira do Bairro		21164	8728	242.5
	Bustos	2576	1012	254.5
	Mamarrosa	1452	654	222.0
	Oiã	6712	2674	251.0
	Oliveira do Bairro	5731	2328	246.2
	Palhaça	2330	1015	229.6
	Troviscal	2363	1045	226.1

Anexo B: Hidrogramas e Hietogramas da bacia do rio Cértima.



Anexo C: Valores de tolerância de macroinvertebrados para aplicação do índice FBI (Barbour *et al.*, 1999; Bode *et al.*, 1996,2002; Hauer & Lamberti, 1996; Hilsenhoff, 1988; Plafkin *et al.*,1989).

Famílias/Classes	Valor de tolerância
Ameletidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Peltoperlidae, Pteronarcyidae, Odontoceridae, Blephariceridae	0
Ephemerellidae, Brachycentridae, Glossosomatidae, Lepidostomatidae, Rhyacophilidae, Dixidae	1
Isonychiidae, Metretopodidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Corduliidae, Libellulidae, Macromiidae, Capniidae, Nemouridae, Perlidae, Perlodidae, Taeniopterygidae, Psychomyiidae	2
Ephemeridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Aeshnidae, Cordulegastridae, Gomphidae, Calamoceratidae, Goeridae, Helicopsychidae, Limnephilidae, Philopotamidae, Sericostomatidae, Uenoidae, Ptilodactylidae, Tanyderidae, Tipulidae	3
Baetiscidae, Leptohyphidae, Potomanthidae, Siphonuridae, Tricorythidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Phryganeidae, Elmidae, Gyrinidae, Psephenidae, Corydalidae, Sialidae, Athericidae, Dolichopodidae, Dolochopodidae, Platyhelminthidae	4
Isotomidae, Baetidae, Corixidae, Dipseudopsidae, Arctiidae, Nepticulidae, Pyralidae, Curculionidae, Dryopidae, Dytiscidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Scirtidae, Sisyridae, Tabanidae, Anthuridae, Idoteidae, Oedicerotidae, Order Cumacea (toda a ordem), Haplotaxidae, Lumbriculidae, Hydridae	5
Caenidae, Calopterygidae, Lestidae, Molannidae, Polycentropodidae, Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Empididae, Ephydriidae, Muscidae, Scathophagidae, Simuliidae, Arrenuridae, Lebertiidae, Atractideidae, Mideopsidae, Tyrellidae, Limnesidae, Limnocharidae, Sperchonidae, Unionicolidae, Polydesmida, Crangonyctidae, Gammaridae, Decapoda (toda a ordem), Lymnaeidae, Ancyliidae, Viviparidae, Pleuroceridae, Hydrobiidae, Corbiculidae, Sphaeriidae, Lumbricida, Glossiphoniidae, Branchiobdellidae, Sabellidae	6
Stratiomyidae, Planorbidae,	7
Coenagrionidae, Chaoboridae, Chironomidae, Culicidae, Psychodidae, Asellidae, Talitridae, Hyalellidae, Cladocera (toda a ordem), Physidae, Bithyniidae, Valvatidae, Dreissenidae, Pisidiidae, Oligochaeta (toda a classe), Naididae, Glossiphoniidae, Aeolosomatidae, Tetrastemmatidae	8
Ptychopteridae, Tubificidae,	9
Syrphidae, Enchytraeidae, Bdellidae	10

Anexo D: Valores de tolerância de macroinvertebrados para aplicação do índice BMWP e ASPT (Armitage *et al.*, 1983).

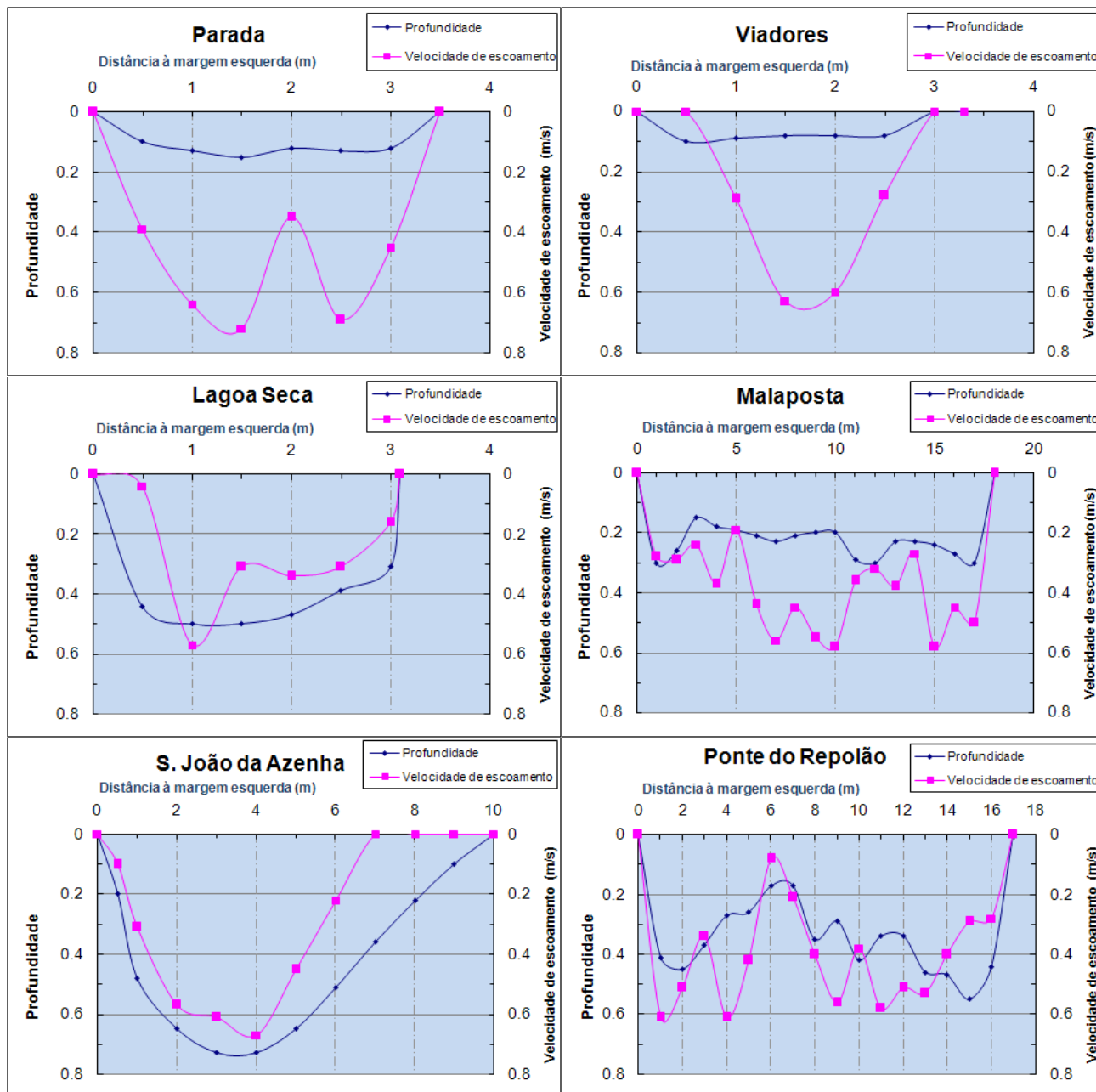
Famílias	Valor de tolerância
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagriidae	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae	3
Chironomidae	2
Oligochaeta (toda a Classe)	1

Anexo E: Classes de qualidade da água para o FBI (Hilsenhoff, 1988), BMWP e ASPT (Armitage, 1983).

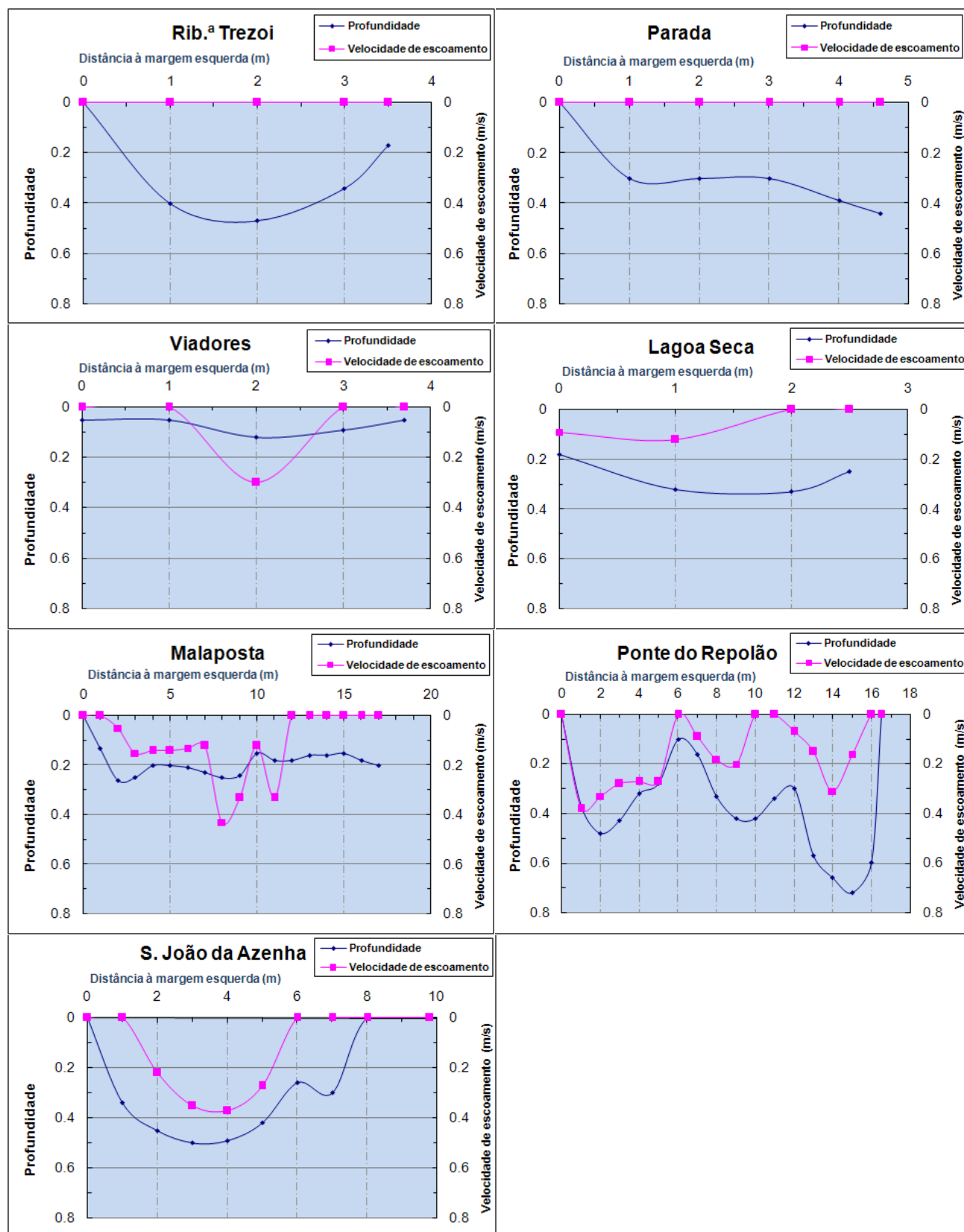
Classes de qualidade da água	FBI	BMWP	ASPT
Excelente	0,00-3,75	-	-
Muito boa	3,76-4,25	> 150	> 7
Boa	4,26-5,00	100-150	7,00-6,01
Aceitável	5,01-5,75	50-99	6,00-5,01
Relativamente Fraca	5,76-6,50	-	5,00-4,01
Fraca	6,51-7,25	25-49	4,00-3,01
Muito fraca	7,26-10,00	< 25	< 3

Anexo F: Perfil de velocidade de escoamento e profundidade.

F.1. 23 de Janeiro de 2008



F.2. 26 de Março de 2008



Anexo G: Valores dos parâmetros físico-químicos dos vários locais amostrados.

G.1. 23 de Janeiro de 2008

Locais de Amostragem				Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Parâmetros	Unidades	Método analítico	Limite de detecção									
T	°C	Electrometria		10.0	9.5	11.1	13.0	13.9	12.9	12.2	12.1	13.2
CE	µS/cm	Electrometria		104.7	98.2	464.0	696.0	631.0	611.0	551.0	566.0	510.0
pH	Sorensen	Electrometria		6.7	7.3	7.6	7.7	7.8	7.7	7.6	7.5	7.3
% OD	% saturação	Electrometria		100.3	100.5	91.9	48.6	84.0	72.9	69.2	75.8	58.0
OD	mg/L	Electrometria		11.4	11.5	10.2	5.2	9.0	7.8	7.5	8.2	6.2
CBO ₅	mg O ₂ /L	Diluições	0,2	0.6	0.6	5.2	9.0	3.0	4.4	2.5	2.0	1.9
SST	mg/L	Gravimetria	0,1	2.3	<0,1	2.9	14.7	4.5	6.3	17.9	15.0	9.3
SSV	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	<0,1	0.6	11.2	1.1	1.0	2.8	2.5	2.6
N-NH ₄	mgN-NH ₄ /L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	0.1	7.1	2.0	0.8	0.3	0.2	0.1
N-NO ₃	mgN-NO ₃ /L	IC	0,03	1.5	1.2	2.7	2.3	2.7	3.2	3.5	4.1	2.5
P	mg P/L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0.8	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1

G.2. 26 de Março de 2008

Locais de Amostragem				Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Parâmetros	Unidades	Método analítico	Limite de detecção									
T	°C	Electrometria		11.0	11.3	12.5	14.9	15.1	15.1	13.7	14.0	14.7
CE	µS/cm	Electrometria		106.0	99.3	533.0	765.0	867.0	792.0	630.0	622.0	584.0
pH	Sorensen	Electrometria		7.2	7.3	7.8	7.5	8.2	7.7	7.5	7.7	8.5
% OD	% saturação	Electrometria		102.9	105.8	92.4	7.0	135.3	68.8	63.1	90.0	110.2
OD	mg/L	Electrometria		11.3	11.5	9.9	0.7	13.7	7.0	6.6	9.4	11.3
CBO ₅	mg O ₂ /L	Diluições	0,2	0.8	0.8	1.5	22.2	7.6	5.9	2.7	1.4	7.2
SST	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	0.2	2.0	13.3	3.5	7.5	7.1	3.9	58.9
SSV	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	0.2	0.4	9.5	3.3	2.8	1.6	2.3	13.9
N-NH ₄	mgN-NH ₄ /L	Espectr.	0,05	0.1	0.1	0.1	14.8	5.9	1.8	0.6	0.2	0.1
N-NO ₃	mgN-NO ₃ /L	IC	0,03	0.2	0.1	0.9	<0,03	0.7	2.4	3.2	3.9	0.5
P	mg P/L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	0.1	2.5	0.9	0.5	0.3	0.3	0.2

Anexo H: Critério de avaliação do estado trófico de lagos e albufeiras, estabelecido pelo INAG (adaptado de MCOTA & INAG- Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente & Instituto da água, 2002).

Parâmetro	Estado Trófico		
	Oligotrófica	Mesotrófica	Eutrófica
Fósforo total (mg P/m ³)	< 10	10-35	> 35
Clorofila a (mg/m ³)	< 2.5	2.5-10	> 10
Oxigénio Dissolvido (% Saturação)	-	-	< 40

Nota: Os valores correspondem a médias geométricas

Anexo I: Critério de avaliação do estado trófico de rios segundo (Dodds *et al.*, 1998).

Estado trófico	N-Total(mg/m ³)	P-Total (mg/m ³)	chl a suspensa	chl a bentónica
Oligotrófico	<700	<25	<10	<20
Mesotrófico	700-1500	25-75	10-30	20-70
Eutrófico	>1500	>75	>30	>70

Anexo J: Comparação da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Cértima com os limites impostos para as águas superficiais (Anexo XXI – Decreto-Lei N.º 236/98 de 1 de Agosto).

J.1. 23 de Janeiro de 2008

Parâmetro	pH	T	OD	CBO ₅	N-NH ₄	P _{total}
Unidades	Sorensen	°C	%	mg/L	mg/L	mg/L
VMA	5,0-9,0	30	50	5	1	1
Locais de amostragem						
Ref. 1	6.7	10.0	100.3	0.6	0.0	0.0
Ref. 2	7.3	9.5	100.5	0.6	0.0	0.0
1	7.6	11.1	91.9	5.2	0.1	0.0
2	7.7	13.0	48.6	9.0	7.1	0.8
3	7.8	13.9	84.0	3.0	2.0	0.3
4	7.7	12.9	72.9	4.4	0.8	0.3
5	7.6	12.2	69.2	2.5	0.3	0.2
6	7.5	12.1	75.8	2.0	0.2	0.2
7	7.3	13.2	58.0	1.9	0.1	0.1

VMA – valor máximo admissível – valor de norma de qualidade que não deverá ser ultrapassado

Observação: os valores destacados a azul ultrapassam o VMA

J.2. 26 de Março de 2008

Parâmetro	pH	T	OD	CBO ₅	N-NH ₄	P _{total}
Unidades	Sorensen	°C	%	mg/L	mg/L	mg/L
VMA	5,0-9,0	30	50	5	1	1
Locais de amostragem						
Ref. 1	7.2	11.0	102.9	0.8	0.1	0.0
Ref. 2	7.3	11.3	105.8	0.8	0.1	0.0
1	7.8	12.5	92.4	1.5	0.1	0.1
2	7.5	14.9	7.0	22.2	14.8	2.5
3	8.2	15.1	135.3	7.6	5.9	0.9
4	7.7	15.1	68.8	5.9	1.8	0.5
5	7.5	13.7	63.1	2.7	0.6	0.3
6	7.7	14.0	90.0	1.4	0.2	0.3
7	8.5	14.7	110.2	7.2	0.1	0.2

VMA – valor máximo admissível – valor de norma de qualidade que não deverá ser ultrapassado

Observação: os valores destacados a azul ultrapassam o VMA

Anexo K: Abundância da comunidade de macroinvertebrados nos locais amostrados.

K.1. 23 de Janeiro de 2008

Locais de amostragem			Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Taxa	Indivíduos identificados		N.º de Indivíduos								
Ephemeroptera	Caenidae	E. Cae	16	60	6	0	0	38	5	1	0
	Siphonuridae	E. Siph	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Baetidae	E. Bae	7	3	0	0	6	54	63	83	0
	Ephemerelidae	E. Eph	3	6	0	0	1	0	0	0	0
	Heptageniidae	E. Hept	0	3	0	0	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	E. Lept	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Tricoptera	Leptoceridae	T. Lept	1	9	0	0	0	0	0	0	0
	Calamoceratidae	T. Cal	12	23	0	0	0	0	0	0	0
	Hydropsychidae	T. Hyd	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Psychomyiidae	T. Psy	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Brachycentridae	T. Bra	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydroptilidae	T. Hyd	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlodidae	P. Per	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chloroperlidae	P. Chl	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Gomphidae	O. Gom	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aeshnidae	O. Aes	2	2	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	O. Coe	1	0	0	0	0	1	3	1	0
	Cordulegastridae	O. Cor	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dipteros	Chironomidae	D. Chi	57	61	144	4	980	242	112	29	0
	Athericidae	D. Ath	33	34	0	2	0	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	D. Cer	2	0	1	0	15	2	2	0	0
	Simuliidae	D. Sim	4	0	6	0	2	5	118	6	0
	Dixidae	D. Dix	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	Tipulidae	D. Tip	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Psychodidae	D. Psy	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Sciomyzidae	D. Sci	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	Sialidae	M. Sai	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	Asellidae	I. Ase	0	0	0	0	185	5	3	0	0
Coleoptera	Elmidae	Coleo. Elm	15	11	0	0	0	0	0	0	0
	Dytiscidae	Coleo. Dyt	1	0	3	0	2	1	0	1	0
	Dryopidae	Coleo. Dry	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Colembola	Isotomidae	Colem. Isso	0	0	19	0	1	0	0	2	0
	Poduridae	Colem. Pod	0	0	4	0	0	0	0	0	0

Bivalvia	Corbiculidae	B. Cor	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Sphaeriidae	B. Sph	2	0	1	0	0	0	3	0	0
Gastropoda	Bythinellidae	G. Byt	0	2	30	0	0	0	0	0	0
	Lymnaeidae	G. Lym	2	12	13	0	0	2	0	0	0
	Bithyniidae	G. Bith	0	0	58	0	1	7	0	0	0
	Physidae	G. Phy	0	0	138	0	8	46	1	1	0
	Hydrobiidae	G. Hyd	0	0	157	0	1	0	0	0	0
Decapoda	Astacidae	D. Ast	0	0	8	0	1	13	0	32	13
	Atyidae	D. Aty	0	0	0	0	0	0	5	17	0
Acheta	Erpobdellidae	A. Erp	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Hirudidae	A. Hir	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Glossiphoniidae	A. Glo	0	1	0	0	27	0	0	0	0
Oligocheta	Oligocheta	Olig.	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Fases de pupa		0	0	0	48	128	0	3	1	4

K.2. 26 de Março de 2008

Locais de amostragem			Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Taxa	Indivíduos identificados		N.º de Indivíduos								
Ephemeroptera	Caenidae	E.Cae	140	62	11	0	0	19	9	6	0
	Baetidae	E.Bae	3	0	234	0	5	1	255	12	0
	Ephemerellidae	E.Eph	137	4	1	0	0	0	0	0	0
	Polymitarcidae	E.Pol	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Heptageniidae	E.Hept	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	E.Lept	29	9	3	0	0	0	0	0	0
Tricoptera	Leptoceridae	T.Lept	2	2	0	0	0	0	0	0	0
	Calamoceratidae	T.Cal	6	33	0	0	0	0	0	0	0
	Ecnomidae	T.Ecn	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydropsychidae	T.Hyd	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Psychomyiidae	T.Psy	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Polycentropodidae	T.Pol	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	Brachycentridae	T.Bra	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Leuctridae	P.Leu	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Gomphidae	O.Gom	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Aeshnidae	O.Aes	4	2	0	0	0	0	0	0	0
	Calopterygidae	O.Cal	1	0	0	0	0	1	0	0	0
	Coenagrionidae	O.Coe	1	0	1	0	0	0	4	3	0
	Cordulegastridae	O.Cor	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Avaliação e monitorização integrada do estado da qualidade da água do rio Cértima

Dipteros	Chironomidae	D.Chi	244	29	411	51	679	112	55	74	2
	Athericidae	D.Ath	11	44	0	0	0	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	D.Cer	1	4	0	0	2	1	3	19	0
	Empididae	D.Emp	0	0	0	0	0	1	6	1	0
	Simuliidae	D.Sim	1	0	892	0	10	0	132	0	0
	Dixidae	D.Dix	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Tipulidae	D.Tip	10	0	8	0	1	0	0	0	0
	Ptychopteridae	D.Pty	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Psychodidae	D.Psy	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	Sialidae	M.Sia	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Isopoda	Asellidae	I.Ase	0	0	0	0	164	24	52	11	0
Coleoptera	Elmidae	Coleo.Elm	5	6	0	0	0	0	0	0	0
	Dytiscidae	Coleo.Dyt	1	0	29	0	1	3	0	0	0
	Ptilodactylidae	Coleo.Pti	0	0	2	0	0	0	0	0	0
	Halplidae	Coleo.Hal	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Mesovellidae	H.Mes	0	0	18	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	H.Nau	0	0	0	0	0	1	10	0	0
	Notonectidae	H.Not	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Colembola	Isotomidae	Colem.Iso	0	0	0	2	0	0	0	42	0
	Poduridae	Colem.Pod	0	0	7	0	0	4	3	5	0
Bivalvia	Corbiculidae	B.Cor	0	0	0	0	0	0	4	2	0
	Sphaeriidae	B.Sph	1	27	1	0	0	0	2	0	0
Gastropoda	Ancylidae	G.Anc	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lymnaeidae	G.Lym	11	34	5	1	0	0	0	0	0
	Bithyniidae	G.Bith	0	0	300	0	0	0	0	0	0
	Physidae	G.Phy	0	0	44	3	4	5	17	0	0
	Hydrobiidae	G.Hyd	0	0	156	0	0	0	0	0	0
Decapoda	Astacidae	D.Ast	0	0	3	0	0	1	3	0	2
	Atyidae	D.Aty	0	0	0	0	0	0	0	2	3
Achetes	Glossiphonidae	A.Glos	0	0	0	0	22	0	0	0	0
	Fases de pupa		11	0	54	127	22	10	13	4	0

Anexo L: Abundância e riqueza nas amostras dos 9 locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.

		Locais de amostragem								
	Unidades	Ref.1	Ref.2	1	2	3	4	5	6	7
Janeiro										
Abundância	N.º indivíduos/amostra	200	243	594	55	1361	424	324	179	17
Riqueza	N.º famílias/amostra	23	19	17	3	15	12	11	10	1
Março										
Abundância	N.º indivíduos/amostra	670	269	2187	184	913	183	568	183	7
Riqueza	N.º famílias/amostra	28	16	20	4	10	12	14	13	3

Anexo M: Famílias EPT e Percentagem de indivíduos EPT dos 9 locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.

		Locais de amostragem								
	Unidades	Ref.1	Ref.2	1	2	3	4	5	6	7
Janeiro										
EPT	N.º Fam. EPT/amostra	11	8	1	0	2	2	2	2	0
%EPT	N.º ind.EPT/N.º ind.amostra	36.00	44.44	1.52	0.00	0.51	23.35	22.22	49.72	0.00
Março										
EPT	N.º Fam. EPT/amostra	13	3	5	0	1	2	2	2	0
%EPT	N.º ind.EPT/N.º ind.amostra	52.42	42.26	11.53	0.00	0.55	11.05	47.65	10.06	0.00

Anexo N: Valores dos índices de qualidade da água FBI, BMWP e ASPT e dos índices de diversidade *Shannon's Index* (H') e índice de Pileou (E) em 8 dos locais amostrados em 23 de Janeiro e em 26 de Março.

Locais de amostragem								
	Ref.1	Ref.2	1	2	3	4	5	6
Janeiro								
FBI	5.42	5.46	7.19	-----	7.94	7.31	6.55	5.86
BMWP	125.00	96.00	44.00	3.00	49.00	46.00	33.00	40.00
ASPT	6.58	6.86	4.40	1.50	4.45	4.60	4.13	5.00
H'	2.15	2.17	1.81	0.27	0.73	1.31	1.31	1.47
E	0.69	0.74	0.64	0.25	0.27	0.55	0.53	0.64
Março								
FBI	5.31	5.21	6.57	-----	7.95	7.65	5.98	6.68
BMWP	148.00	80.00	79.00	8.00	27.00	37.00	54.00	22.00
ASPT	6.73	6.15	5.27	2.67	3.86	4.63	4.91	4.40
H'	1.82	2.22	1.71	0.42	0.76	1.24	1.64	1.96
E	0.07	0.14	0.09	0.11	0.08	0.10	0.12	0.15

Anexo O: Taxa principais nos 9 locais amostrados.

O.1. 23 de Janeiro de 2008

Janeiro																	
	Taxa	Ephemeroptera		Plecoptera		Tricoptera		Simuliidae		Chironomidae		Isopoda		Oligochetas		Outros	
Sampling sites		N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%
Ribeira de trezói	Ref 1	42	21.0	7	3.5	23	11.5	4	2.0	57	28.5	0	0.0	0	0.0	67	33.5
Parada	Ref 2	76	31.3	0	0.0	32	13.2	0	0.0	61	25.1	0	0.0	0	0.0	74	30.5
Viadores	1	9	1.5	0	0.0	0	0.0	6	1.0	144	24.2	0	0.0	0	0.0	435	73.2
Lagoa Seca	2	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	4	57.1	0	0.0	1	14.3	2	28.6
Malaposta	3	7	0.6	0	0.0	0	0.0	2	0.2	980	79.5	185	15.0	0	0.0	59	4.8
S. João da Azenha	4	99	23.3	0	0.0	0	0.0	5	1.2	242	57.1	5	1.2	0	0.0	73	17.2
Ponte do Repolão	5	72	22.4	0	0.0	0	0.0	118	36.8	112	34.9	3	0.9	0	0.0	16	5.0
Ponte de Perrães	6	89	50.0	0	0.0	0	0.0	6	3.4	29	16.3	0	0.0	0	0.0	54	30.3
Pateira de Fermentelos	7	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	13	100.0

O.2. 26 de Março de 2008

Março															
	Taxa	Ephemeroptera		Plecoptera		Tricoptera		Simuliidae		Chironomidae		Isopoda		Outros	
Sampling sites		N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%	N.º	%
Ribeira de trezói	Ref 1	324	49.2	2	0.3	21	3.2	1	0.2	244	37.0	0	0.0	59	10.2
Parada	Ref 2	77	28.6	0	0.0	35	13.0	0	0.0	29	10.8	0	0.0	124	47.6
Viadores	1	249	11.7	0	0.0	1	0.0	892	41.8	411	19.3	0	0.0	561	27.2
Lagoa Seca	2	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	51	89.5	0	0.0	6	10.5
Malaposta	3	5	0.6	0	0.0	0	0.0	10	1.1	679	76.2	164	18.4	33	3.7
S. João da Azenha	4	20	11.6	0	0.0	0	0.0	0	0.0	112	64.7	24	13.9	15	9.8
Ponte do Repolão	5	264	47.6	0	0.0	0	0.0	132	23.8	55	9.9	52	9.4	38	9.4
Ponte de Perrães	6	18	10.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0	74	41.3	11	6.1	72	42.5
Pateira de Fermentelos	7	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2	28.6	0	0.0	5	71.4

Anexo P: Grupos tróficos da comunidade de macroinvertebrados identificada em Janeiro e Março.

Famílias	Grupo trófico	Fonte
Caenidae	colectores (agregadores)	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Siphonuridae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 2002
Baetidae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Ephemerellidae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Polymitarcidae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Heptageniidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Leptophlebiidae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Leptoceridae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Hydropsychidae	colectores (filtradores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Psychomyiidae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Brachycentridae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Polycentropodidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Brachycentridae	tritadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Perlodidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Chloroperlidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Leuctridae	tritadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Gomphidae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Aeshnidae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Calopterygidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Coenagrionidae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Cordulegastridae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Chironomidae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Athericidae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Ceratopogonidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996

Famílias	Grupo trófico	Fonte
Empididae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Simuliidae	colectores (filtradores)	Merritt & Cummins, 2006
Dixidae	colectores (filtradores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Tipulidae	trituradores	Merritt & Cummins, 2006
Ptychopteridae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Psychodidae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Sialidae	predadores	Merritt & Cummins, 2006
Asellidae	trituradores	Merritt & Cummins, 2006
Elmidae	colectores (agregadores)	Merritt & Cummins, 2006
Dryopidae	raspadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Dytiscidae	predadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Ptilodactylidae	trituradores	Bode <i>et al.</i> , 2002
Halipidae	trituradores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Isotomidae	colectores (agregadores)	Bode <i>et al.</i> , 1996
Poduridae	colectores (agregadores)	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Corbiculidae	colectores (filtradores)	Merritt & Cummins, 2006
Sphaeriidae	colectores (filtradores)	Merritt & Cummins, 2006
Ancylidae	raspadores	Bode <i>et al.</i> , 1996
Bythinellidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Lymnaeidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Bithyniidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Physidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Hydrobiidae	raspadores	Merritt & Cummins, 2006
Astacidae	trituradores	Merritt & Cummins, 2006
Atyidae	trituradores	Merritt & Cummins, 2006
Erpobdellidae	predadores	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Hirudidae	predadores	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Glossiphonidae	predadores	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Oligocheta	colectores (agregadores)	Barbour <i>et al.</i> , 1999

Anexo Q: Valores da percentagem dos grupos tróficos, colectores (filtradores e agregadores), raspadores, trituradores e predadores, em 8 dos locais amostrados.

Q.1. 23 de Janeiro de 2008

	Locais de amostragem							
Grupos tróficos	Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6
Colectores	69.18	68.87	30.68	71.43	80.29	81.49	95.58	69.94
Agregadores	63.52	68.40	29.49	71.43	80.13	80.29	56.78	66.47
Filtradores	5.66	0.47	1.19	0.00	0.16	1.20	38.80	3.47
Raspadores	1.89	8.02	67.29	0.00	0.81	13.22	0.32	0.58
Predadores	28.93	22.64	0.68	28.57	3.81	0.96	1.58	1.16
Trituradores	0.00	0.47	1.36	0.00	15.09	4.33	2.52	28.32

Q.2. 26 de Março de 2008

	Locais de amostragem							
Grupos Tróficos	Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6
Colectores	90.53	60.35	74.03	92.98	78.18	79.07	84.40	79.78
Agregadores	90.21	48.46	31.66	92.98	77.05	79.07	59.08	78.09
Filtradores	0.32	11.89	42.37	0.00	1.12	0.00	25.32	1.69
Raspadores	2.09	14.98	23.93	7.02	0.45	2.91	3.12	0.00
Predadores	4.65	23.79	1.42	0.00	2.81	3.49	2.39	12.92
Trituradores	2.73	0.88	0.62	0.00	18.56	14.53	10.09	7.30